

**AVALIAÇÃO DO FUNCIONAMENTO DA ETAL DO ATERRO SANITÁRIO
DE VILA RUIVA E PROPOSTA DE REABILITAÇÃO**

Carlos Manuel Figueira Carvoeiras Baiôa Monteiro

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para
obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientação: Professora Doutora Maria da Conceição
Carrilho Raimundo dos Santos

OUTUBRO, 2009

AGRADECIMENTOS

Após um ano repleto de mudanças, contrariedades e desafios, quero deixar um agradecimento especial a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

À AMCAL, nas pessoas do seu Presidente do Conselho Directivo, Exmo. Sr. Francisco António Galinha Orelha e do seu Secretário – Geral, Eng.º Fernando Manuel Mendes Curado, pelo apoio prestado à realização do estudo, bem como pela oportunidade concedida de poder evoluir pessoal e profissionalmente.

À Professora Doutora Maria da Conceição Raimundo dos Santos, pela orientação, incentivo, apoio, amizade, disponibilidade, crítica e revisão desta dissertação.

À Felicidade Ferreira da secretaria de Mestrados do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, da FCT/UNL, pelo apoio logístico e amizade ao longo do meu percurso académico.

À Professora Doutora Maria de Fátima Nunes Carvalho, da Escola Superior Agrária de Beja, pelo apoio, dedicação, incentivo, disponibilidade e amizade ao longo deste trabalho.

À Professora Maria Adelaide de Araújo Almeida, da Escola Superior Agrária de Beja, pelo apoio e contributos no decurso do trabalho.

Ao Laboratório da Água da Escola Superior Agrária de Beja.

Ao Eng.º João Bengala – AMCAL, Eng.ª Ana Silva – GESAMB e Eng.ª Ana Nunes – RESIALENTEJO, pela amizade e apoio no decurso deste trabalho.

Aos meus pais e irmão, pelo amor, amizade, apoio, incentivo e motivação ao longo da minha vida e particularmente importantes no alcance deste objectivo.

À minha mulher Helena, pelo amor incondicional, carinho, companheirismo, amizade e apoio, fundamentais para o meu equilíbrio ao longo de todo o trabalho.

À minha prima Cristina e ao Miguel, pela amizade, apoio, revisão e crítica ao trabalho desenvolvido.

Ao meu amigos Pedro, Sandra e Hugo, pelos momentos de convívio e amizade partilhados.

A todos aqueles que de forma directa ou indirectamente, contribuíram para a elaboração e conclusão desta dissertação de Mestrado, o meu muito obrigado.

RESUMO

A gestão dos lixiviados resultantes da deposição de resíduos em aterros sanitários, assume-se como um aspecto relevante ao nível da exploração destas infra-estruturas pelas entidades gestoras.

A presente dissertação tem por objectivos avaliar a eficiência global da ETAL de Vila Ruiva, determinar a eficiência actual de cada um dos órgãos do sistema de tratamento e estudar soluções alternativas/complementares de tratamento que permitam proceder à descarga em meio hídrico do lixiviado produzido pelo ASIVR.

O conjunto dos dados históricos e da campanha de monitorização, Abril a Junho de 2009, permitiram identificar os parâmetros cujos valores não estão conformes com a licença de descarga do lixiviado tratado em meio aquático: CQO, CBO₅, SST, N e P, bem como avaliar o baixo desempenho do sistema de tratamento ao nível das lagoas anaeróbias e de macrófitas, nomeadamente no que se refere a CBO₅ e N e P. Estes dados permitiram ainda classificar o lixiviado como estabilizado (pH maior que 7,5, baixos valores de CQO <1000 mg/l, CBO₅ <500 mg/l, e CBO₅/CQO menor do que 0,1, baixa concentração de metais).

O estudo do caudal total de lixiviados e do consumo de água potável, permitiu estabelecer uma relação entre os dois caudais que afluem à regularização: 70% lixiviado e 30% águas residuais. Redimensionou-se ainda os caudais para a reabilitação da ETAL de Vila Ruiva.

Com os resultados da caracterização, da eficiência de cada órgão, dos estudos de tratabilidade aplicados a estes lixiviados, e com os dados bibliográficos existentes, bem como da legislação vigente, foram propostas 5 alternativas, para a reabilitação da ETAL:

1 - Optimização das lagoas existentes; 2 - Sequência de tratamentos físico-químicos + lagoas; 3 - Combinação dos lixiviado com águas residuais; 4 - Recirculação do lixiviado para o aterro sanitário + tratamentos físico-químicos; 5 - Sistema actual optimizado de lagoas + CAG.

ABSTRACT

The management of leachates resulting from residue placement in landfills assumes itself as a relevant aspect as far as the exploration of these kind of infra structures by managing entities is concerned.

This dissertation has as its goal to evaluate the global efficiency of Vila Ruiva's ETAL, to determine the current efficiency of each treatment system organs and to study alternative/complementary treatment solutions that will allow the discharge in hydrological environment of the leachate produced in the ASIVR.

The group of historical data and the monitorization campaign, from April to June 2009, allowed the identification of the parameters which figures are not according to the water treated leachate discharge license: CQO, CBO₅, SST, N and P as well as evaluate the low performance as far as constructed wetlands and anaerobic ponds go, namely in what refers to CBO₅ and N and P. These data also allow to classify the leachate as stabilized (pH below 7,5 and low CQO figures < 1000 mg/l, CBO₅ < 500 mg/l, and CBO₅/CQO below 0,1, low metal concentration).

The study of leachate flow and drinkable water consumption has also allowed the establishment of a relation between the two flows that run into equalization: 70% leachate and 30% wastewater. It allowed too an adjustment to the flows for the rehabilitation of Vila Ruiva's leachate treatment plant:

1- Optimization of the existing ponds; 2- Sequence of physical-chemical treatments + optimization of the existing ponds ; 3 - Combination of leachate and wastewater; 4 - Recirculation of leachate into landfill; 5 - Optimization of the existing pond system + GAC.

SIMBOLOGIA

AMCAL	Associação de Municípios do Alentejo Central
AOX	Compostos orgânicos halogenados
ASIVR	Aterro sanitário intermunicipal de Vila Ruiva
CAE	Classificação das actividades económicas
CBO	Carência bioquímica de oxigénio
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
CDR	Combustíveis derivados de resíduos
CO ₂	Dióxido de carbono
COT	Carbono orgânico total
COV	Compostos orgânicos voláteis
CM	Câmara Municipal
CQO	Carência química de oxigénio
CT	Carbono total
ETAL	Estação de tratamento de águas lixiviantes
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
IRAR	Instituto Regulador de Águas e Resíduos
LA	Licença ambiental
LRSU	Lixiviado de resíduos sólidos urbanos
N	Azoto
n	Número de determinações
NUTS	Unidades territoriais para fins estatísticos
P	Fósforo
PCIP	Prevenção e Controlos Integrados da Poluição

PDA	Plano de desempenho ambiental
PERSU	Plano Estratégico Sectorial dos Resíduos Sólidos Urbanos
POA's	Processos de oxidação avançada
RCD	Resíduos de construção e demolição
RSU	Resíduos sólidos urbanos
RUB	Resíduos urbanos biodegradáveis
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
TMB	Tratamento mecânico e biológico
UESPA	Agência para a Protecção do Ambiente – Estados Unidos
VLE	Valor Limite de Emissão

ÍNDICE DE MATÉRIAS

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. Resíduos Sólidos Urbanos	15
1.1.1. Degradação de RSU em aterros sanitários	15
1.2. Lixiviados.....	19
1.2.1. Factores condicionantes de produção.....	21
1.2.2. Caracterização	25
1.2.2.1. Compostos orgânicos voláteis e outras substâncias orgânicas	25
1.2.2.2. Metais e compostos inorgânicos	26
1.2.2.3. Parâmetros gerais de qualidade da água	27
1.2.3. Processos de tratamento	28
1.2.3.1. Encaminhamento de lixiviados	29
1.2.3.2. Processos biológicos	30
1.2.3.3. Processos físico - químicos	31
1.2.3.4. Processos integrados	33
1.2.4. Enquadramento legal e normativo	34
2. OBJECTIVOS	41
3. CASO DE ESTUDO – ETAL DO ATERRO SANITÁRIO INTERMUNICIPAL DE VILA RUIVA.....	42
3.1. Caracterização geral do sistema AMCAL.....	42
3.2. Gestão de resíduos sólidos no sistema AMCAL.....	44
3.2.1. Equipamentos e infra-estruturas	44
3.2.2. Gestão de RSU: tipologia e quantitativos	47
3.2.3. Campanhas de quantificação e caracterização de RSU.....	51
3.2.4. Projectos futuros	52
3.3. Gestão de lixiviados.....	54
3.3.1. Caracterização do sistema de tratamento	54
4. METODOLOGIA DO TRABALHO	62
5. EFICIÊNCIA DA ETAL DE VILA RUIVA	66
5.1. Enquadramento	66
5.2. Caracterização do lixiviado bruto	67
5.3. Análise histórica da eficiência de tratamento	78
5.4. Análise da campanha de monitorização 2009	88
5.5. Comparação da eficiência real com a prevista em projecto.....	95
6. ESTUDO DE REABILITAÇÃO DA ETAL DE VILA RUIVA	100
6.1. Enquadramento	100

6.2. Análise dos parâmetros de dimensionamento.....	101
6.2.1. Caudal	101
6.2.2. Características físico – químicas do lixiviado a tratar	105
6.3. Estudos de tratabilidade	107
6.4. Propostas de soluções alternativas/complementares de tratamento.....	110
7. CONCLUSÕES.....	134
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136
ANEXOS	

Rede de drenagem de águas do Aterro Sanitário Intermunicipal de Vila Ruiva

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Esquema do processo de degradação da matéria orgânica em aterros sanitários de RSU	18
Figura 1.2. Esquema de formação de lixiviados em aterros sanitários	19
Figura 3.1. Abrigência geográfica da AMCAL	43
Figura 3.2. Localização geográfica e imagem aérea das infra-estruturas afectas ao sistema de gestão de resíduos da AMCAL	47
Figura 3.3. Total de resíduos recebidos no sistema AMCAL e depositados em aterro	48
Figura 3.4. Total de resíduos recebidos no sistema AMCAL e encaminhados para valorização	49
Figura 3.5. Resultados, expressos em percentagem, das campanhas para a quantificação e caracterização de RSU no sistema da AMCAL	51
Figura 3.6. Caracterização geral da ETAL do ASIVR	57
Figura 4.1. Esquematização dos pontos de amostragem no sistema de tratamento em estudo	63
Figura 5.1. Evolução dos valores paramétricos de CBO_5 entre 2005 e 2008	83
Figura 5.2. Evolução dos valores paramétricos de CQO entre 2005 e 2008	83
Figura 5.3. Evolução dos valores paramétricos de Azoto total entre 2005 e 2008	83
Figura 5.4. Evolução dos valores paramétricos de Azoto amoniacal entre 2005 e 2008	83
Figura 5.5. Evolução dos valores paramétricos de Sulfuretos entre 2005 e 2008	84
Figura 5.6. Evolução dos valores paramétricos de Sólidos Suspensos totais entre 2005 e 2008	84
Figura 5.7. Evolução da eficiência média de remoção de CQO entre 2005 e 2008 Vs eficiência necessária	97
Figura 5.8. Evolução da eficiência média de remoção de CBO_5 entre 2005 e 2008 Vs eficiência necessária	98
Figura 5.9. Evolução da eficiência média de remoção de SST entre 2005 e 2008 Vs eficiência necessária	98
Figura 5.10. Evolução da eficiência média de remoção de Azoto Total entre 2005 e 2008 Vs eficiência necessária	98
Figura 5.11. Evolução da eficiência média de remoção de Azoto amoniacal entre 2005 e 2008 Vs eficiência necessária	99
Figura 6.1. Escoamento sub-superficial a implementar na primeira lagoa de macrófitas ..	111
Figura 6.2. Escoamento em superfície livre horizontal a implementar na segunda lagoa de macrófitas	112
Figura 6.3. Alternativa de tratamento proposto por Levy (2006) para o lixiviado do ASIVR	113
Figura 6.4. Sequência possível de processos físico – químicos e biológicos a aplicar de forma a garantir a conformidade do efluente tratado com a licença de descarga	116

Figura 6.5. Sequência possível de processos físico – químicos e biológicos a aplicar de forma a garantir a conformidade do efluente tratado com a licença de descarga	117
Figura 6.6. Esquematização da solução de tratamento de lixiviados combinado com águas residuais	120
Figura 6.7. Esquematização da solução de tratamento de lixiviados combinado com a recirculação de lixiviados para o aterro sanitário	126
Figura 6.8. Esquematização do funcionamento típico do processo de tratamento da adsorção em carvão activado granular em coluna fixa	130

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1.1. Tecnologias de tratamento de lixiviados gerados em aterros sanitários	28
Quadro 1.2. Informação síntese da gestão de lixiviados em aterros sanitários	35
Quadro 1.3. Informação síntese do controlo de lixiviados na fase de exploração de aterros sanitários	36
Quadro 1.4. Informação síntese do controlo de lixiviados na fase de pós – encerramento de aterros sanitários	38
Quadro 3.1. Sistematização da informação geográfica e populacional referente ao sistema AMCAL	43
Quadro 3.2. Equipamentos e infra-estruturas afectas às operações de gestão de resíduos sólidos no sistema AMCAL	45
Quadro 3.3. Gestão de fluxos específicos de resíduos no sistema AMCAL	49
Quadro 3.4. Tipologia e quantitativos de resíduos sujeitos a eliminação no ASIVR em 2008	50
Quadro 3.5. Sistematização da informação de projecto, referente à estimativa do caudal médio diário de lixiviados afluente à ETAL	56
Quadro 3.6. Sistematização da informação de projecto referente à estimada composição físico – química do lixiviado afluente à ETAL de Vila Ruiva	58
Quadro 3.7. Sistematização da informação técnica de projecto relativa à ETAL de Vila Ruiva do ASIVR	59
Quadro 3.8. Condições de descarga do lixiviado tratado em meio hídrico	60
Quadro 4.1. Sistematização da informação referente à campanha de amostragem realizada como suporte ao estudo da eficiência actual da ETAL de Vila Ruiva	62
Quadro 5.1. Plano de monitorização de lixiviados do ASIVR entre 2005 e 2008	66
Quadro 5.2. Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado bruto no período entre 2003 a 2008	68
Quadro 5.3. Composição típica das águas lixivantes em aterros estabilizados	72
Quadro 5.4. Valores médios obtidos para a relação CBO/CQO no período de 2005 a 2008 para o lixiviado bruto afluente à ETAL de Vila Ruiva	74
Quadro 5.5. Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado tratado no período de 2005 a 2008	79
Quadro 5.6. Sistematização dos valores médios característicos do efluente tratado no período entre 2005 a 2008 e nível de cumprimento da licença de descarga da ETAL	84
Quadro 5.7. Eficiência de remoção média de CBO ₅ e CQO pelo sistema de tratamento de lixiviados do ASIVR	86
Quadro 5.8. Eficiência de remoção média das principais formas de azoto, pelo sistema de tratamento de lixiviados do ASIVR	87
Quadro 5.9. Características médias do lixiviado afluente à ETAL de Vila Ruiva no período entre Abril e Junho de 2009	89

Quadro 5.10. Eficiência de remoção média de CBO ₅ ,CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pela lagoa anaeróbia	90
Quadro 5.11. Eficiência de remoção média de CBO ₅ ,CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pela lagoa facultativa.....	92
Quadro 5.12. Eficiência de remoção média de CBO ₅ ,CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pelas lagoas arejadas	93
Quadro 5.13. Eficiência de remoção média de CBO ₅ ,CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pelas lagoas de macrófitas.....	94
Quadro 5.14. Análise das eficiências médias globais do sistema de tratamento.....	96
Quadro 5.15. Número de não conformidades registado no período entre 2005 a 2008, para os parâmetros CQO, CBO ₅ , Azoto total, Azoto amoniacal e SST	96
Quadro 6.1. Sistematização da informação técnica relativa à produção de lixiviados pelo ASIVR	102
Quadro 6.2. Sistematização da informação técnica relativa à produção de águas de serviço afluentes à ETAL de Vila Ruiva	103
Quadro 6.3. Sistematização da informação técnica relativa ao caudal afluente à ETAL de Vila Ruiva.....	103
Quadro 6.4. Comparação dos valores paramétricos obtidos nas campanhas de monitorização entre 2005 e 2008 com os valores médios típicos constantes da bibliografia, para aterros sanitários com idade superior a 10 anos.....	105
Quadro 6.5. Estimativa da composição físico – química do lixiviado a tratar pela ETAL de Vila Ruiva até ao final do período de exploração do ASIVR	106
Quadro 6.6. Sistematização dos resultados obtidos nos estudos de tratabilidade aplicados aos lixiviados do ASIVR	108
Quadro 6.7. Sistematização dos resultados obtidos nos estudos aplicados aos lixiviados do ASIVR	109
Quadro 6.8. Sistematização da informação técnica resultante da revisão bibliográfica ao desempenho dos sistemas de lagunagem no tratamento de lixiviados.....	114
Quadro 6.9. Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de precipitação química aplicada ao tratamento de lixiviados estabilizados.....	118
Quadro 6.10. Sistematização dos parâmetros e concentrações admissíveis nos regulamentos municipais consultados	122
Quadro 6.11. Sistematização dos parâmetros de projecto da ETAR de Alvito	123
Quadro 6.12. Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de tratamento de lixiviados combinado com águas residuais urbanas.....	124
Quadro 6.13. Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de recirculação dos lixiviados para o aterro sanitário.....	127
Quadro 6.14. Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de adsorção com carvão activado, aplicado ao tratamento de lixiviados estabilizados.....	129

1. INTRODUÇÃO

1.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Apesar de ao longo das duas últimas décadas estudos comparativos relativos a diferentes formas de eliminação de resíduos sólidos urbanos (RSU), indicarem que a opção mais económica entre as disponíveis é a deposição em aterros controlados (Enseñat, 1983), a nova geração de legislação para o sector, a par dos avanços tecnológicos e da estruturação da rede nacional de valorização de resíduos, permite actualmente caminhar para o cumprimento da hierarquia das operações de gestão de resíduos, sendo que a deposição em aterro sanitário é encarada como a última opção de gestão.

1.1.1. DEGRADAÇÃO DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS

A decomposição dos resíduos em aterros sanitários é um processo extremamente complexo e variável, dado que os principais produtos desta decomposição (lixiviados e metano) podem constituir um grave problema ambiental.

A partir do momento em que os RSU são depositados nos aterros, inicia-se uma série de processos de carácter químico e biológico que alteram a natureza e estrutura das substâncias que os constituem. Este processo de degradação ocorre de forma natural, em que as substâncias complexas na presença de oxigénio e humidade decompõem-se originando compostos mais simples.

O tempo necessário para que a decomposição tenha lugar é variável e depende da natureza dos RSU e das condições do aterro. No processo de degradação, as bactérias de diferentes tipos geram subprodutos, em alguns casos tóxicos (metano) que podem colocar em risco a saúde humana e o meio ambiente.

Na época de chuvas, a água resultante flui através dos resíduos, dissolvendo algumas das substâncias presentes no aterro e transformando-se numa água residual designada por lixiviado.

ETAPAS DE BIODEGRADAÇÃO DOS RSU

Apesar da maioria dos estudos sobre o processo de biodegradação ter sido efectuado a nível de laboratório sob condições perfeitamente controladas, é de aceitação geral que o processo biológico ocorrido nos aterros desenvolve-se em cinco etapas essenciais. Os aterros modernos são formados por células e normalmente têm um período de utilização de 20-30 anos.

Cada célula contém a quantidade de resíduos depositada num dia. Como as células podem ter diferentes idades, ou seja, conter resíduos depositados no aterro em diferentes tempos, é possível encontrar nesta infra-estrutura zonas que apresentam um estado de biodegradação mais avançado do que outras.

Assim, é complexo definir o estado de decomposição de um aterro no seu conjunto. Outros factores que também podem afectar esta classificação, estão associados à tipologia de resíduos depositados e ao teor de humidade das diferentes zonas do aterro.

ETAPA 1 - AJUSTE INICIAL

Este período começa quando o resíduo é depositado em aterro, absorve humidade e se compacta. O oxigénio presente juntamente com as bactérias, fungos e alguns insectos iniciam a decomposição da massa de resíduos. À medida que estes organismos consomem a matéria biodegradável e as reacções de oxidação decorrem, o oxigénio utilizável diminui, verificando-se uma transição até se estabelecerem condições de reacção anaeróbias.

Assim, os organismos aeróbios morrem e dão lugar ao desenvolvimento de bactérias facultativas e anaeróbias. Por outro lado, a humidade que não foi absorvida transforma-se em lixiviado. A transição entre condições aeróbias até condições anaeróbias depende de muitos factores, variando somente de poucos dias ou semanas, desde a altura em que os resíduos são depositados em aterro.

ETAPA 2 - PERÍODO DE TRANSIÇÃO

Neste período, o oxigénio é completamente substituído por dióxido de carbono. As bactérias começam a transformar as substâncias produzidas pelos organismos aeróbios em ácidos de baixo peso molecular (acético, fórmico, láctico) e álcoois (metanol, etanol). Estas substâncias, através da percolação, constituem uma fracção importante dos lixiviados. O baixo pH dos lixiviados é um parâmetro indicativo do desenvolvimento deste período de transição, o qual pode ocorrer durante vários meses.

ETAPA 3 - FORMAÇÃO DE ÁCIDOS: FASE ACIDOGÉNICA

A decomposição anaeróbia prossegue. O pH dos lixiviados continua a diminuir, conduzindo a que alguns dos metais que compõem os resíduos (e.g. crómio, ferro, manganês) são dissolvidos e passam a fazer parte do efluente.

Durante esta fase são numerosos os tipos de bactérias que coexistem. Assim, para além das bactérias que produzem ácidos, existe outra classe de microrganismos que os consomem bem como aos álcoois, hidrogénio e dióxido de carbono para produzir acetato.

ETAPA 4 - FERMENTAÇÃO METANOGÉNICA

As bactérias metanogénicas transformam o acetato, metanol e outras substâncias químicas formadas nas etapas anteriores em metano, dióxido e carbono e água. A formação de metano a partir dos aterros de RSU constitui cerca de 20% do total das emissões de gases para a atmosfera por fontes antropogénicas. À medida que a fermentação metanogénica avança, as condições ácidas do aterro são neutralizadas e a dissolução de metais nos lixiviados vai diminuindo. Esta etapa de formação de metano pode durar entre 15 a 60 anos.

ETAPA 5 - MATURAÇÃO FINAL

Os dados científicos relativos a esta etapa são escassos e têm um carácter especulativo maior que os relativos aos períodos anteriores. Supõe-se que uma vez consumida a matéria biodegradável existente, a produção de gás e lixiviado termine, a população de bactéria desapareça, o aterro estabiliza.

É um facto que os aterros relativamente modernos ainda não atingiram esta etapa final e por isso não se pode determinar de forma exacta as suas características nesta fase. Consequentemente, também não se pode afirmar que o perigo de contaminação relacionado com aterros termine quando se eliminou toda a matéria biodegradável.

Em qualquer dos casos, as disposições legais aplicáveis aos aterros sanitários estipulam que uma vez cessada a deposição de resíduos nesta infra-estrutura, esta deva ser selada de forma a impedir a passagem de água até ao interior do mesmo.

A selagem dos aterros desacelera ou em última análise pode inibir totalmente o processo biológico, apesar de não ser uma garantia, uma vez que qualquer fissura ou deterioração da soldadura pode dar lugar a uma reactivação do processo de biodegradação com a consequente formação de lixiviados e metano de forma incontrolada.

Na Figura 1.1 apresenta-se esquematicamente a degradação da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos urbanos (Lema *et al.*, 1988).

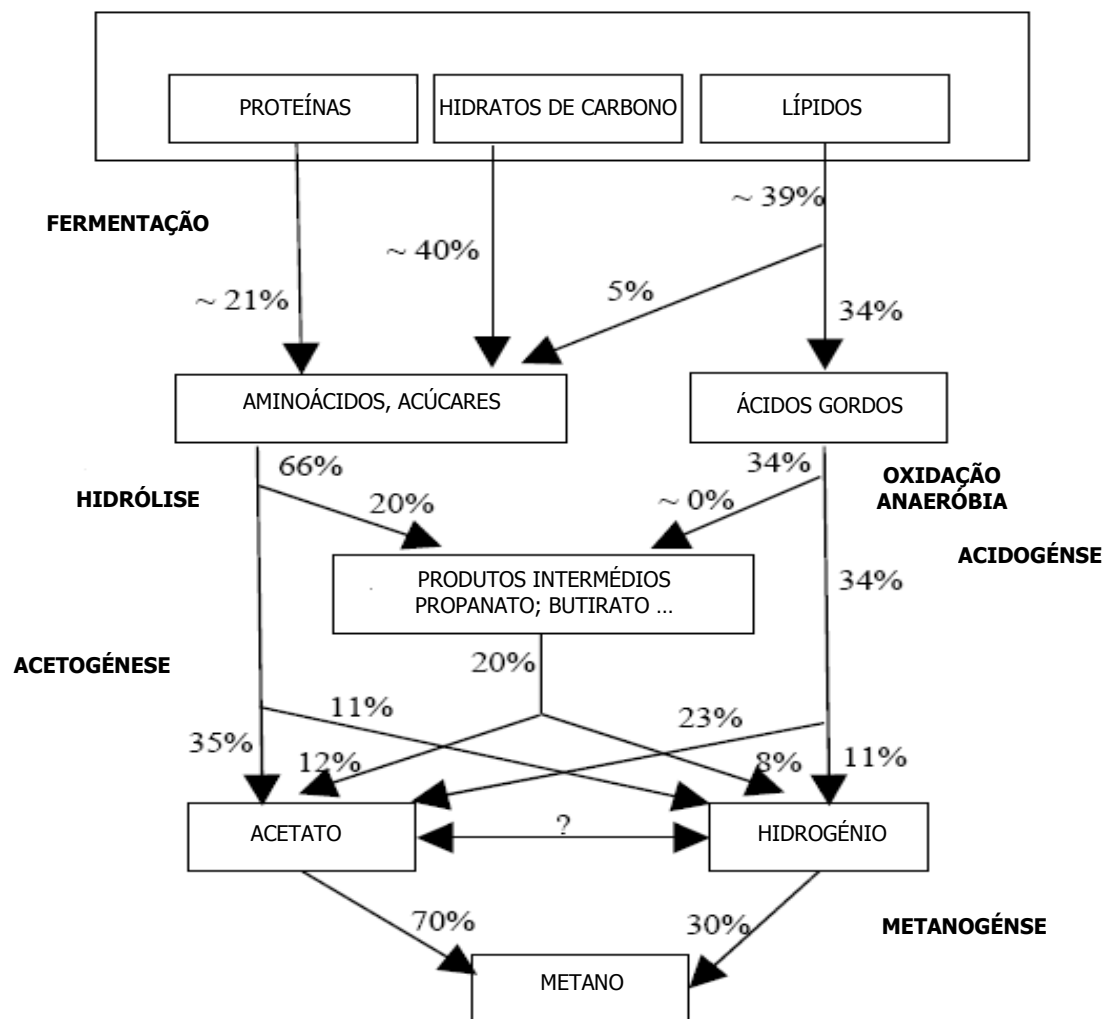


Figura 1.1 – Esquema do processo de degradação da matéria orgânica em aterros sanitários de RSU (adaptado de Lema *et al.*, 1988).

1.2. LIXIVIADOS

Quando a água da chuva e os líquidos provenientes da decomposição da matéria orgânica percolam através das células dos aterros sanitários, forma-se, como mostra esquematicamente a Figura 1.2, um efluente aquoso, de cor castanho muito escuro, conhecido como lixiviado de resíduos sólidos urbanos (LRSU). A sua definição encontra-se na legislação portuguesa no Decreto-Lei 183/2009, relativo a aterros para resíduos. Por percolação através dos aterros, o lixiviado transporta um grande número de substâncias. A quantidade de lixiviado que se gera está intimamente relacionada com o índice pluviométrico da área de influência do aterro (Tatsi y Zouboulis, 2002). Por outro lado, a natureza mais ou menos líquida dos resíduos também influencia de maneira directa na quantidade de lixiviados produzidos.

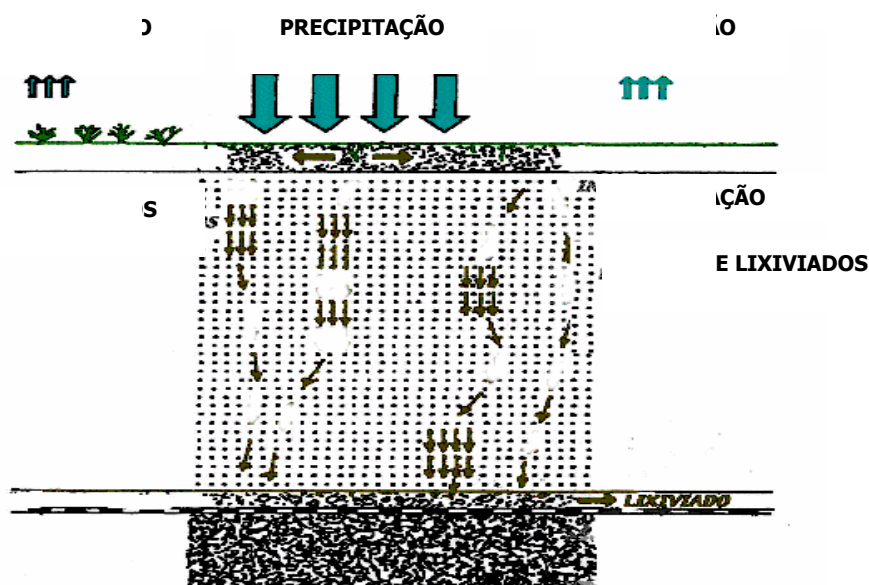


Figura 1.2 - Esquema da formação de lixiviados em aterros sanitários (adaptado de Lema *et al.*, 1988).

Em determinadas circunstâncias, a água subterrânea pode constituir uma fonte adicional que contribui para o aumento do volume de lixiviados. Assim, se a base do aterro for construída perto de rios ou perto de águas subterrâneas, estas podem aceder à base do aterro, facilitando a formação de lixiviados.

Uma vez que os LRSU podem entrar facilmente em contacto com as águas subterrâneas ou superficiais, os lixiviados constituem uma séria ameaça para a saúde pública. Vários estudos realizados com diferentes bioensaios confirmaram o seu perigo potencial para a saúde pública (Lema *et al.*, 1988).

Ensaio levado a cabo pela USEPA e que começaram nos anos 70, evidenciaram a contaminação, das origens da água destinada ao consumo humano por parte dos lixiviados. De acordo com este estudo, em 1980 existiam 18 500 aterros municipais nos Estados Unidos com uma produção de lixiviados na ordem dos 0,3 biliões de m³ / ano. A USEPA confirmou que a contaminação das águas locais pelos lixiviados causava sérios problemas de carácter económico e ambiental às comunidades afectadas (USEPA, 1988).

Apesar de na actualidade os aterros necessitarem de ser construídos em zonas totalmente estanques e com o recurso a uma barreira de impermeabilização artificial que impeça a passagem de resíduos líquidos (Decreto-Lei 183/2009), a maioria dos aterros construídos na década de 90 não cumpriam esta condição. Nesses aterros o fluxo de lixiviados produzidos pode causar a contaminação das águas freáticas e dos aquíferos.

A posição e profundidade dos aquíferos subterrâneos dependem de factores tais como o clima e a natureza do solo. O tipo de solo e a disposição geológica são parâmetros fundamentais para a presença de águas freáticas. Normalmente estas encontram-se em subcamadas de areia, e o tamanho dos poros permite o fácil movimento das águas subterrâneas. Os solos argilosos, pelo contrário, não são adequados para a formação de aquíferos.

Dependendo ainda da estrutura molecular, alguns contaminantes específicos dos lixiviados encontram-se a diferentes alturas nos aquíferos.

Acima do limite superior do aquífero, a água e o ar enchem os poros entre as partículas de solo. À medida que o lixiviado vai percolando por esta zona, as partículas sólidas actuam como um filtro e alguns dos contaminantes são retidos (e.g. chumbo, zinco, cádmio e mercúrio).

Pelo contrário, outras espécies movem-se livremente (e.g. compostos orgânicos voláteis, COV, ácidos), uma vez que não são completamente adsorvidos. Dependendo ainda da natureza do solo e composição do lixiviado, algumas estruturas químicas são mais facilmente adsorvíveis do que outras. Assim, o chumbo normalmente substitui o manganês, pois tem melhores propriedades como adsorvato.

1.2.1. FACTORES CONDICIONANTES DE PRODUÇÃO

Os principais factores a ter em conta na caracterização de um efluente líquido são o fluxo de caudal e a sua composição, que no caso dos lixiviados estão relacionados.

Como seria de esperar, a composição química e o caudal dos lixiviados apresenta uma grande variabilidade no tempo e no espaço num dado aterro sanitário, assim como varia em aterros situados em diferentes locais.

São numerosos os factores que influenciam a composição dos lixiviados, tais como a composição de RSU, a quantidade de precipitação na zona circundante, as condições climáticas, entre outros. A velocidade de reacções químicas e físicas influencia a natureza dos lixiviados, alterando a sua capacidade de dissolver substâncias (Lema *et al.*, 1988).

Como primeira aproximação, pode-se afirmar que a quantidade de lixiviados produzidos num determinado aterro sanitário está relacionada com a quantidade de água que entra, por isso salienta-se a grande importância de utilizar coberturas que reduzam a entrada de água. No entanto, também é certo que se deverá ter em consideração uma possível diminuição da velocidade de biodegradação ao impedir a passagem nas zonas profundas do aterro (Rees, 1980).

A influência do clima na produção de lixiviados é complexa. Assim, em climas temperados ou quentes observa-se um aumento da produção de lixiviados nos meses mais húmidos, por outro lado, em climas frios, há um período de desfasamento entre as precipitações e a formação de lixiviados, já que aquelas aparecem sob a forma de neve, incrementando a água de percolação nos meses de degelo (Stegman, 1983).

A produção de lixiviados está também intimamente relacionada com o grau de compactação dos resíduos, o qual dificulta a velocidade de infiltração. É habitual distinguir entre resíduos com índice de compactação maior ou menor do que $0,8 \text{ tm}^{-3}$ (Stegman, 1983).

De uma forma geral, podem-se agrupar os distintos factores condicionantes da produção de lixiviados em quatro grupos: entradas de água, condições da superfície, condições do solo e condições do resíduo.

Seguidamente analisam-se de uma forma breve os diferentes factores:

Precipitação (P): na maioria das vezes, representa a principal fonte de lixiviados. Há quatro características da precipitação que influenciam a formação de lixiviados: quantidade, intensidade, frequência e duração da mesma.

Água Superficial (AS): representa a água que se pode infiltrar através da superfície, tendo a sua origem na escorrência superficial das zonas adjacentes. Os factores influentes na escorrência superficial são: topografia da superfície, material de cobertura, vegetação, permeabilidade e humidade do solo. A inclinação superficial é factor determinante. As águas superficiais podem determinar-se mediante a introdução de um factor de escorrência (Fes) sobre as entradas de água de superfície, tais como a precipitação, P.

Penetração da Água Subterrânea (PA): corresponde à entrada de águas subterrâneas. Acontece quando a base do aterro está situada a uma cota inferior à do nível freático do terreno circundante.

Irrigação (Ir): tem lugar quando se introduzem águas na massa de resíduos, geralmente lixiviados, com o objectivo de reduzir o volume dos mesmos, por evaporação.

Decomposição do resíduo (D): nos RSU existe um certo volume de lixiviados gerados pela própria decomposição dos resíduos, que apesar de não ser muito importante na quantidade total de lixiviados formada, é decisiva na caracterização química dos lixiviados.

Resíduos líquidos e enlameados (RLF): a quantidade deste tipo de resíduos minimiza-se pelo impedimento da sua deposição perto de outros que permitam a sua impregnação e portanto a retenção de líquido.

Evaporação (E) e a Evapotranspiração (ET): corresponde à libertação de água para a atmosfera por dois processos: evaporação e transpiração. Numa superfície de água, a taxa de evaporação depende das pressões de vapor de água e do ar circundante. Por sua vez, ambas as pressões de vapor são afectadas por: temperatura do ar e da água, intensidade do vento, humidade, pressão atmosférica, natureza e declive da superfície. Ainda na transpiração, para além dos factores ambientais físicos, têm influência os factores fisiológicos característicos da vegetação.

Escurrência Superficial (ES): representa a água que circula pela superfície do aterro e que é afectada por factores semelhantes aos da escurrência das águas superficiais, mas reportada apenas ao próprio aterro, considerando-se as drenagens superficiais. Os factores mais importantes que influenciam a escurrência superficial são o material de cobertura e a inclinação superficial do aterro.

Da mesma forma, ES pode estimar-se mediante a introdução de um factor de escurrência (F_{es}) sobre as quantidades de entrada de água superficial, tais como P, AS e IR.

$$ES = F_{es} (P + AS + Ir) \quad [1.1]$$

Infiltração (I): representa o volume global de água que penetra através da superfície do solo (material de cobertura). É afectada pela evapotranspiração e pela escurrência superficial, assim como pela humidade do material de cobertura; se a humidade diminui a infiltração aumenta. Também influi a humidade do resíduo, quando o mesmo não está saturado a taxa de infiltração é regulada pela permeabilidade das camadas superiores; quando estão saturadas a infiltração depende da camada de menor permeabilidade.

Retenção da Humidade (ΔRH_s e ΔRH_r): representa o conteúdo máximo de humidade que um solo (ΔRH_s) ou um resíduo (ΔRH_r) pode ter num campo gravitacional sem que ocorra uma perda de massa sólida.

Percolação (PE_s e PE_r): é a quantidade de água que excede a capacidade de campo, conteúdo máximo de humidade, que para um solo (PE_s) ou para um resíduo (PE_r) escapa da massa sólida. Geralmente, o volume de lixiviados coincide com o volume de percolação.

Estes factores relacionam-se entre si por meio das seguintes equações:

$$P + AS + IR - ES = I \quad [1.2]$$

$$PE_s = I - E - ET - \Delta RH_s \quad [1.3]$$

$$PE_r = PE_s + D + RLF - \Delta RH_r \quad [1.4]$$

$$L = PE_r + PA \quad [1.5]$$

Assim, a quantidade de lixiviado gerado pode apresentar-se na forma de um balanço hídrico geral, sendo diferente para um aterro activo ou selado:

Para um aterro em exploração:

$$L = (P + AS + Ir + D + RLF + PA) - (E + ES + \Delta RHs + \Delta RHr) \quad [1.6]$$

Para um aterro selado:

$$L = (P + AS + PA) - (E + ET) \quad [1.7]$$

A partir destas expressões básicas realizaram-se diferentes modelos para estimar quer o tempo de aparecimento da primeira produção de lixiviados, quer da quantidade. A dificuldade em medir certos parâmetros, tais como a decomposição, escorrências e infiltração, fazem que a aplicação prática desta equação não seja fácil e que somente se utilize para obter uma aproximação dos volumes produzidos.

A USEPA desenvolveu um programa para a modelação da hidrologia de um aterro, conhecido como Avaliação Hidrológica do Funcionamento de um Aterro (HELP), baseado em séries históricas de chuvas e um conhecimento amplo do solo e da vegetação. Este programa pode ser utilizado para modelar aterros até nove camadas diferentes (Schroder, 1984).

A quantidade de lixiviado produzido nos aterros sanitários de RSU, pode estimar-se de acordo com a sua forma de exploração.

De forma expedita, pode considerar-se que a produção média anual de lixiviados ronda os 15% a 25% da precipitação média anual (Levy e Cabeças, 2006).

No que se refere à composição e natureza dos lixiviados, apesar de os microrganismos patogénicos não se desenvolverem de maneira específica e assim constituírem uma ameaça à saúde pública, outros compostos presentes nestes efluentes podem afectar de maneira adversa a saúde pública.

A grande maioria dos estudos realizados sobre a composição química dos lixiviados demonstrou que tanto no seu estado puro, como misturados com águas subterrâneas, contêm substâncias tóxicas em concentrações muito superiores às admitidas para águas destinadas ao consumo humano.

Apesar de se terem efectuado numerosos testes de toxicidade para um grande número de substâncias presentes nos lixiviados, estão presentes na sua composição muitas outras substâncias que não foram testadas ou regulamentadas.

De forma adicional, a mistura de substâncias químicas pode dar lugar a um efluente muito mais tóxico que as substâncias individuais. Os compostos tóxicos encontrados nos lixiviados podem ser de carácter orgânico ou inorgânico, podendo ter diversas origens e requerendo portanto tratamentos diferentes (Pohland e Gould, 1986).

1.2.2. CARACTERIZAÇÃO

Nos lixiviados são analisadas normalmente três categorias de substâncias: os compostos orgânicos voláteis (COV), metais e os parâmetros gerais da qualidade da água (e.g. Carência Química de Oxigénio, - CQO, Condutividade, pH).

1.2.2.1. COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS E OUTRAS SUBSTÂNCIAS ORGÂNICAS

Estas substâncias são normalmente tóxicas (USEPA, 1988) e frequentemente são produzidas de forma antropogénica já que aparecem em numerosos produtos domésticos e em actividades comerciais e industriais. Os COV são utilizados por exemplo em solventes, agentes de limpeza, fabricação de plásticos, agros químicos e tintas. Este tipo de compostos não é facilmente biodegradável e são quimicamente muito instáveis. Por outro lado não são adsorvidos pelas partículas sólidas e consequentemente a sua capacidade de migração nos lixiviados é bastante elevada.

Existem outros compostos voláteis que constituem uma fracção do CQO dos lixiviados, os ácidos gordos voláteis, mas na sua maioria são biodegradáveis

Para além dos COV, metais e parâmetros gerais da água, existem outras substâncias químicas que podem ser facilmente detectadas nos lixiviados, os compostos orgânicos sintéticos (COS) que contrariamente aos COV possuem uma pressão de vapor baixa e não são facilmente transferidos para a atmosfera.

Muitos destes COS são herbicidas, pesticidas e fungicidas que apresentam sérios riscos para a saúde humana. Podem citar-se entre outros o 2,4-D, Aldrina, Lindano, Pentaclorofenol, Toxafeno. A concentração de agro químicos nos lixiviados logicamente afecta mais as zonas nas quais a economia se baseia na agricultura e onde os aterros recebem resíduos com restos destas substâncias (e.g. contentores, equipamentos).

Não se encontram muitos dados bibliográficos de identificação de compostos orgânicos em lixiviados. Paxéus (2000) realizou um profundo estudo por espectrometria de massa, de caracterização exaustiva dos principais componentes orgânicos de três lixiviados diferentes, onde distinguiu entre hidrocarbonetos e seus metabolitos, compostos oxigenados, compostos de cheiro e compostos variados.

1.2.2.1.1. METAIS E COMPOSTOS INORGÂNICOS

De entre os compostos inorgânicos presentes nos lixiviados, excluindo os metais, destacam-se os aniões cloreto, nitrato, sulfato, fosfato, enxofre e amoníaco. Estes aniões, raramente aparecem em concentrações muito elevadas para ser tóxicas.

Os metais são espécies que se encontram de forma natural no meio ambiente. A maioria dos metais não é cancerígena, apesar de produzirem outros efeitos nocivos. Em geral, os metais são normalmente absorvidos nas partículas sólidas e portanto não têm facilidade de migração ou dissolução em água, a pH neutro ou ligeiramente ácido.

No caso de lixiviados com forte carácter ácido, alguns metais como o cádmio, cobre, ferro, manganês, chumbo são dissolvidos e transportados nas correntes de lixiviado. Outras reacções químicas que se desenvolvem nos lixiviados também podem dar lugar a uma alteração na natureza dos metais, com a consequente dissolução destas espécies nas águas lixiviantes.

1.2.2.1.2. PARÂMETROS GERAIS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Alguns parâmetros associados à qualidade da água facilmente mensuráveis, como sejam a condutividade, acidez, sólidos totais (ST), podem revelar contaminação de águas superficiais ou subterrâneas por contacto com lixiviados. Assim, valores elevados destes parâmetros sugerem a existência de iões e ácidos orgânicos, que poderão, em princípio ser provenientes dos lixiviados de um aterro sanitário localizado na sua proximidade.

Outros parâmetros de carácter geral úteis em análises de água são a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), Carbono Total (CT), Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST), Azoto de Kjeldhal (NTK) e Amóniacal (N-NH_3), Fósforo (P-PO_4^{3-}) e Absorvância tanto na região do visível, como na região do ultravioleta.

A idade de um aterro é decisiva para as características físico-químicas dos lixiviados. A explicação mais aceitável baseia-se no facto de que em aterros estabilizados, a matéria hidrolizável foi fermentada e a matéria orgânica provém exclusivamente de novas deposições de RSU e que constituem uma fracção cada vez menor.

1.2.3. PROCESSOS DE TRATAMENTO

Não existe um tratamento totalmente eficaz para tratar este tipo de efluentes. A tecnologia usada na depuração de lixiviados dependerá essencialmente da sua composição, disponibilidade de tempo, espaço e volume tratado.

Na *review* apresentada por *Lema (1988)* e representada no Quadro 1.1, faz-se a seguinte distinção das diferentes alternativas disponíveis:

Quadro 1.1 - Tecnologias de tratamento de lixiviados gerados em aterros sanitário (*Lema et al., 1988*).

ENCAMINHAMENTO DE LIXIVIADOS Tratamento combinado com águas residuais urbanas Recirculação Tratamento em lagoas + recirculação
PROCESSOS BIOLÓGICOS Tratamento aeróbio Tratamento anaeróbio
TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS Precipitação química Oxidação química Adsorção em carvão activado Osmose inversa <i>Stripping</i> amoniacal

Renou no seu trabalho de review, 2007, para além destes tratamentos refere ainda a microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração.

1.2.3.1. ENCAMINHAMENTO DE LIXIVIADOS

TRATAMENTO COMBINADO COM ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS

A favor deste processo destacam-se duas vantagens principais. Por um lado, as águas residuais podem servir como meio de diluição dos lixiviados sempre e quando estes não apresentem uma carga orgânica demasiado elevada, que torne inviável economicamente o processo de diluição. Por outro lado, o aumento de nutrientes para o processo biológico seria necessário, uma vez que um efluente complementar o outro (os lixiviados contêm excesso de N e a água residual contém excesso de P).

As principais desvantagens, associam-se ao carácter tóxico que certas substâncias podem ter sobre a flora microbiana, diminuindo a eficiência do tratamento biológico. Em geral, este método é aceitável quando o lixiviado constitui apenas 5% em volume da água total a tratar com uma concentração de CQO menor do que 10 g/L. Outros problemas podem surgir como consequência dos depósitos formados pela precipitação de óxidos de ferro.

Globalmente, a adição de lixiviados em excesso conduz a um efluente espumoso pouco clarificado com altas concentrações de amoníaco, pelo que esta tecnologia não é recomendável (Boyle e Ham, 1974).

TRATAMENTO EM LAGOAS + RECIRCULAÇÃO

Neste caso o lixiviado faz-se circular através de uma lagoa anaeróbia capaz de processar até 0,3 Kg CBOm⁻³. O volume de lixiviado que é recirculado está condicionado pelo nível de humidade do aterro. Devem-se dispor de três ou quatro lagoas facultativas para acomodar as flutuações sazonais.

RECIRCULAÇÃO

Consiste em recircular o lixiviado, irrigando o aterro sanitário onde ocorreu a sua formação. Este método, apesar de nem sempre aplicável, reduz de maneira considerável a quantidade de lixiviados produzidos (por evaporação) assim como o período necessário à estabilização da massa de resíduos. A recirculação de lixiviados aumenta a actividade biológica, especialmente em zonas secas, aumentando a mineralização de compostos orgânicos.

1.2.3.2. PROCESSOS BIOLÓGICOS

TRATAMENTO AERÓBIO

A generalidade dos dados relativos ao tratamento de lixiviados por degradação aeróbia foi realizada à escala laboratorial, existindo pouca informação à escala real. Os principais problemas que se apresentam neste tipo de resultados à escala industrial são a fraca separação sólido - líquido verificada.

Aparentemente, a melhor relação de nutrientes dá-se para valores de CBO:N :P de 1000:3,3:1,1, longe de 100:5:1 no tratamento convencional para a maioria dos processos aeróbios (Mavinic, 1986).

De forma global, pode dizer-se que o tratamento aeróbio é altamente eficaz para eliminar compostos com baixo peso molecular, mas mostra-se ineficaz para degradar substâncias com pesos moleculares acima de 5 000 (existentes em aterros estabilizados).

TRATAMENTO ANAERÓBIO

Apesar da existência de bactérias metanogénicas nos aterros sanitários, apenas reacções tipo hidrolíticas e acetogénicas têm lugar com extensão apreciável.

Uma das vantagens da digestão anaeróbia é a possibilidade de utilizar o metano produzido como fonte de calor para o digestor. É um tratamento eficaz, especialmente para lixiviados provenientes de aterros jovens com elevada carga orgânica.

É possível observar remoções até 90% - 95% de matéria orgânica com tempos de retenção entre 10 e 13 dias. A eficácia do processo baixa substancialmente para temperaturas óptimas para bactérias mesófilas (30 °C a 35 °C).

O uso de biodegradação aeróbia e anaeróbia (ou combinação das duas) deve ser avaliada tendo em consideração as vantagens que a digestão anaeróbia oferece relativamente ao processo aeróbio (Lema *et al.*, 1988):

- O processo anaeróbio não necessita de oxigénio e os custos de operação são sensivelmente mais baixos.

- O facto de que somente 10-15% da matéria orgânica se transforme em biomassa implica:
 - Uma menor produção de lamas;
 - Uma quantidade menor de nutrientes complementares;
 - Um aproveitamento do biogás produzido, como fonte de energia;
 - Que não seja necessária a ocorrência de diluição.
 - O azoto amoniacal fica retido;
- Capacidade relativa de adaptação a diferentes volumes e composições;
- Os microrganismos patogénicos são destruídos;
- Eliminam-se maus cheiros;
- As lamas anaeróbias são mais facilmente mineralizáveis;
- As lamas anaeróbias possuem melhor sedimentabilidade.

As principais desvantagens do tratamento anaeróbio relativamente ao aeróbio consistem na (Lema *et al.*, 1988):

- Necessidade de operar a temperaturas próximas dos 30°C;
- Necessidade de um elevado controle nas condições de operação;
- Menor eficácia na eliminação de metais;
- Necessidade de tratamentos complementares para eliminar todo o tipo de contaminantes.

1.2.3.3. PROCESSOS FÍSICO - QUÍMICOS

Existem diversos métodos de tratamentos físico-químicos que se utilizam quer como etapa prévia à digestão biológica, quer como etapa final do tratamento.

TRATAMENTOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA

Os processos de coagulação/floculação realizam-se com sulfato de alumínio, sulfato de ferro, cloreto de ferro, entre outros (Amokrane *et al.*, 1997). A percentagem de eliminação de CQO ou COT por simples precipitação situa-se entre 10% e 25% para lixiviados jovens e até valores máximos de 50% a 65 % para lixiviados estabilizados.

O uso de polielectrólitos não iónicos pode melhorar as características de sedimentabilidade do floco formado, se bem que em geral não aumenta a eficácia do processo no que diz respeito à turvação ou carga contaminante (Amokrane *et al.*, 1997).

Em geral, os processos de coagulação/floculação não se aplicam como etapa única, mas em combinação com outros sistemas de oxidação, quer sejam biológicos ou químicos.

TRATAMENTOS DE OXIDAÇÃO QUÍMICA

Existem vários estudos de aplicação de oxidação química com oxidantes convencionais como é o caso do cloro e do permanganato de potássio.

Como reagentes mais recentes, destaca-se o uso do ozono e processos de oxidação avançada. No caso de oxidantes à base de cloro, a formação de subprodutos halogenados faz com que este tipo de tratamento não seja recomendável.

Os tratamentos químicos só por si têm uma eficácia de remoção entre 20% a 50% de CQO, dependendo de factores como o tipo de oxidante, tempo de aplicação, carga contaminante, entre outros. Podem-se obter valores mais elevados no caso de efluentes pouco contaminados e em condições drásticas de oxidação.

Recentemente proliferaram os estudos de tratamento de lixiviados mediante processos de oxidação avançada (POA`S), em que se geram radicais hidroxilo com elevado poder oxidante (Wang *et al.* 2003).

PROCESSOS DE ADSORÇÃO E MEMBRANA

Outras tecnologias mais avançadas, como a adsorção em carvão activado e a osmose inversa também têm sido estudadas. Nestes casos há que ter presente a economia do processo, uma vez que estes métodos implicam um elevado custo tanto em carvão activado (regeneração) como em membranas. O carvão activado granular permite obter remoções de CQO entre 50% e 70 % dependendo das condições de operação. Também foram estudados outros adsorventes como sejam os zeólitos, vermiculita, kaolinita, entre outros com diferentes eficiências.

Tal como na maioria dos processos simples, o uso de adsorventes ou membranas está associado a outros tratamentos conjuntos de uma ou mais etapas.

As vantagens dos tratamentos físicos - químicos em comparação com os tratamentos biológicos, estão associadas a uma fácil automatização do processo, à relativa insensibilidade a alterações de temperatura e em alguns casos a simplicidade do modo de operação. Em contrapartida apresentam elevados custos de exploração (e.g. reagentes, electricidade).

1.2.3.4. PROCESSOS INTEGRADOS

Como foi referido anteriormente, os processos de tratamento de lixiviados mais eficazes são aqueles que contemplam a combinação de duas ou mais etapas simples de forma consecutiva (Pokhrel e Viraraghavan, 2004; Rivas, 2006).

1.2.4. ENQUADRAMENTO LEGAL E NORMATIVO

Perante a necessidade de inverter o rumo da gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em Portugal, assistiu-se no final dos anos 90 a uma alteração significativa das políticas e das estratégias a adoptar neste domínio.

Inserido no âmbito da Directiva Quadro dos Resíduos, Directiva 75/442/CEE do Conselho, de 15 de Julho, o Plano Estratégico Sectorial dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), aprovado em Julho de 1997, constituiu um contributo decisivo para alterar o paradigma da gestão dos RSU apontando como princípios directrizes para o território continental:

- Erradicação das lixeiras (mais de 300 lixeiras referenciadas);
- Construção de infra-estruturas adequadas para o tratamento de RSU, com especial enfoque nos aterros sanitários;
- Implementação, alargamento e dinamização da rede de recolha selectiva e reciclagem multimaterial.

Constituindo a eliminação de resíduos em aterro sanitário uma operação de gestão que desempenha um papel fundamental em qualquer política integrada de gestão de resíduos, existiu por um lado, a necessidade de assegurar as questões relacionadas com a protecção do ambiente e da saúde humana associada à construção, exploração e encerramento destas infra-estruturas de confinamento técnico e, por outro, uniformizar as condições aplicáveis às diferentes fases do seu ciclo de vida.

Na sequência dos pressupostos apresentados anteriormente e no âmbito da Directiva n.º 1999/31/CE, do Conselho de 26 de Abril, é publicado em Maio de 2002 o Decreto – Lei nº 152/2002, de 23 de Maio, o qual estabeleceu as normas aplicáveis em matéria de instalação, exploração, encerramento e manutenção pós – encerramento de aterros destinados a resíduos, tendo em vista a prossecução dos objectivos definidos quer em termos ambientais quer de promoção e protecção da saúde humana.

Está subjacente no objecto deste diploma legal entre outras, as preocupações com a minimização e mitigação dos impactes negativos sobre o ambiente à escala local, em especial no que diz respeito à poluição das águas de superfície e das águas subterrâneas.

Neste contexto, os lixiviados resultantes da exploração dos aterros sanitários assumem particular importância, tendo a sua gestão sido alvo de integração nas condições gerais a observar em todas as classes de aterros definidas no Decreto – Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio.

Decorridos sete anos de vigência deste diploma legal, o qual introduziu profundas alterações ao nível da gestão de RSU no território nacional, foi identificada a necessidade de revisão do quadro legal aplicável à deposição de resíduos em aterro.

Estiveram na base desta revisão questões como o reforço das medidas de promoção da reciclagem e da valorização, bem como a adaptação da operação de deposição de resíduos em aterros a padrões elevados de qualidade ambiental.

O trabalho de revisão culminou na publicação em Agosto de 2009 do Decreto – Lei n.º 183/2009, de 10 de Agosto, o qual estabelece o novo regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, bem como os requisitos gerais a observar na concepção, construção, exploração, encerramento e pós – encerramento de aterros, incluindo as características técnicas específicas aplicáveis às diferentes classes de aterros consideradas.

No Quadro 1.2 apresenta-se a sistematização da informação referente aos requisitos técnicos a verificar pelos aterros sanitários e constantes do diploma supracitado relativamente à gestão dos lixiviados.

Quadro 1.2 – Informação síntese da gestão de lixiviados em aterros sanitários – Decreto - Lei n.º 183/2009, 10 de Agosto.

DECRETO – LEI n.º 183/2009, 10 de AGOSTO		
REQUISITOS TÉCNICOS MÍNIMOS A OBSERVAR EM ATERROS SANITÁRIOS		
GESTÃO DE LIXIVIADOS		
REQUISITO	SISTEMA	OBSERVAÇÕES
Sistema de protecção ambiental activo	Sistema de captação, drenagem e recolha de lixiviados	Excluem-se apenas os aterros para resíduos inertes; A captação de águas contaminadas e lixiviados deve ser feita para que a sua acumulação na base do aterro se mantenha a um nível mínimo.

Nos requisitos técnicos a observar nos diferentes tipos de aterros prevê-se que os lixiviados recolhidos devem ser sujeitos a um tratamento e destino final adequados, de acordo com a legislação em vigor.

As unidades de tratamento devem possuir os órgãos necessários para permitir a interrupção do seu funcionamento para manutenção e avarias, sendo que o seu dimensionamento deve ser feito para que seja possível amortizar a afluência de lixiviados associada a condições pluviométricas excepcionais típicas do local em causa.

No Quadro 1.3 apresenta-se a sistematização da informação referente aos procedimentos associados ao acompanhamento e controlo nas fases de exploração dos lixiviados produzidos nos aterros sanitários.

Quadro 1.3 – Informação síntese do controlo de lixiviados na fase de exploração de aterros sanitários – Decreto - Lei n.º 183/2009, 10 de Agosto.

DECRETO – LEI n.º 183/2009, 10 de AGOSTO	
CONTROLO DOS LIXIVIADOS NA FASE DE EXPLORAÇÃO	
GESTÃO DE LIXIVIADOS	
REQUISITO	OBSERVAÇÕES
Monitorização do volume e do nível dos lixiviados produzidos no aterro	<ul style="list-style-type: none"> • A amostragem e a medição (volume e composição) dos lixiviados devem ser efectuadas separadamente em cada ponto que surjam; • As amostras a recolher devem ser representativas da composição média; • A entidade licenciadora pode indicar uma lista de análises a efectuar bem como a respectiva periodicidade diferente da apresentada no decreto – lei; • Quinzenalmente deverá ser realizado o controlo do nível dos lixiviados; • Mensalmente deverá ser realizada a monitorização do volume dos lixiviados.
Determinações analíticas dos lixiviados e respectiva frequência	<ul style="list-style-type: none"> • Mensalmente: pH, Condutividade, Carência Química de Oxigénio, Cloretos, Amónio • Trimestralmente: Carbonatos/ Bicarbonatos, Cianetos, Arsénio, Cádmio, Crómio total, Crómio VI, se aplicável, Mercúrio, Chumbo, Potássio, Índice de Fenóis • Semestralmente: Carbono Orgânico Total, Fluoretos, Nitratos, Nitritos, Sulfatos, Sulfuretos, Alumínio, Bário, Boro, Cobre, Ferro, Manganésio, Zinco, Antimónio, Níquel, Selénio, Cálcio, Magnésio, Sódio, AOX, Hidrocarbonetos totais

Quadro 1.3 (continuação) – Informação síntese do controlo de lixiviados na fase de exploração de aterros sanitários – Decreto - Lei n.º 183/2009, 10 de Agosto.

DECRETO – LEI n.º 183/2009, 10 de AGOSTO	
CONTROLO DOS LIXIVIADOS NA FASE DE EXPLORAÇÃO	
GESTÃO DE LIXIVIADOS	
REQUISITO	OBSERVAÇÕES
Controlo das bacias de lixiviados	<ul style="list-style-type: none"> • Medição semanal caudal de lixiviados na bacia de entrada, e sempre após a ocorrência de uma precipitação intensa; • Controlo diário da capacidade disponível na bacia dos lixiviados.

Um dos avanços significativos introduzido pelo novo diploma e que consta nos requisitos passíveis de serem observados nos aterros sanitários para resíduos não perigosos em exploração é o facto de ser possível, exclusivamente com o objectivo de promover o processo de degradação biológica dos resíduos, realizar a humidificação da massa de resíduos através da reinjecção de concentrado da unidade de tratamento avançado por membranas, de afluente e de lamas da unidade de tratamento dos lixiviados, desde que os potenciais impactes sobre o ambiente sejam minimizados (Decreto – Lei n.º 183/2009 - Anexo III, Parte A, n.º 10).

A alteração agora introduzida traduz uma mudança de paradigma na forma como os aterros sanitários têm sido encarados.

De uma abordagem centrada fortemente nas questões de escoamento dos lixiviados produzidos no aterro, existe agora a possibilidade de explorar a vertente do aterro sanitário como um bioreactor, constituindo esta uma alternativa de maior sustentabilidade face aos aterros convencionais de RSU.

A recirculação dos lixiviados permite por um lado, incrementar a decomposição dos resíduos depositados, a qual se pode traduzir numa redução do tempo de estabilização do aterro sanitário, diminuído assim previsivelmente o período de monitorização necessário na fase de pós – encerramento e, por outro, reduzir a carga orgânica e o volume de lixiviado a tratar, podendo verificar-se assim ganhos significativos ao nível dos custos associados ao seu tratamento, bem como das eficiências alcançadas (Lu *et al.*, 1985).

Neste contexto, torna-se possível às entidades gestoras de aterros para resíduos não perigosos, conceber um sistema hidráulico que permita utilizar a infra-estrutura aterro como um bioreactor, permitindo assim obter vantagens ao nível da estabilização da massa de resíduos e do sistema de tratamento de lixiviados implementado, dada a versatilidade verificada ao nível da regulação dos caudais afluentes à estação, minimizando a ocorrência de curto-circuitos hidráulicos e biológicos que afectam as eficiências do tratamento dos lixiviados.

Na fase de pós – encerramento, o operador do aterro deve proceder à manutenção e ao controlo da instalação, conforme o constante da licença que lhe foi atribuída. Tal facto, tem por objectivo levar as entidades gestoras a implementarem programas de monitorização que abranjam os diferentes aspectos susceptíveis de originar danos ambientais.

Contrariamente à questão controversa da monitorização das lixeiras encerradas no seguimento da aplicação da estratégia para gestão de RSU em Portugal, em que existe ainda um vazio legal que defina a responsabilidade pelo desenvolvimento, implementação e financiamento dos respectivos programas, a legislação que regulamenta a actividade dos aterros sanitários define que a responsabilidade pela monitorização dos aspectos susceptíveis de causar danos ambientais é do operador.

No que respeita aos lixiviados, os operadores devem cumprir com os aspectos sistematizados no Quadro 1.4.

Quadro 1.4 – Informação síntese do controlo de lixiviados na fase de pós - encerramento de aterros sanitários – Decreto - Lei n.º 183/2009, 10 de Agosto.

DECRETO – LEI n.º 183/2009, 10 de AGOSTO	
CONTROLO DOS LIXIVIADOS NA FASE DE PÓS - ENCERRAMENTO	
GESTÃO DE LIXIVIADOS	
REQUISITO	OBSERVAÇÕES
Manutenção	<ul style="list-style-type: none"> • As infra-estruturas do aterro devem ser mantidas em bom estado, nomeadamente: <ul style="list-style-type: none"> • O sistema de drenagem e de tratamento dos lixiviados; • A rede de poços de registo e de drenagem dos lixiviados, a rede de drenagem de águas pluviais e os piezómetros de controlo da qualidade das águas subterrâneas. • Os lixiviados gerados no aterro são submetidos ao tratamento previsto na licença.

Quadro 1.4 (continuação) – Informação síntese do controlo de lixiviados na fase de pós - encerramento de aterros sanitários – Decreto - Lei n.º 183/2009, 10 de Agosto.

DECRETO – LEI n.º 183/2009, 10 de AGOSTO	
CONTROLO DOS LIXIVIADOS NA FASE DE PÓS - ENCERRAMENTO	
GESTÃO DE LIXIVIADOS	
REQUISITO	OBSERVAÇÕES
Controlo dos lixiviados	<ul style="list-style-type: none"> • Controlo semestral da qualidade dos lixiviados gerados nos aterros para resíduos não perigosos e perigosos; • Controlo anual da qualidade dos lixiviados gerados em aterros para resíduos inertes; • Os parâmetros a determinar devem ser os constantes do Quadro 1.3; • Controlo semestral do volume de lixiviados gerados; • A amostragem e a medição (volume e composição) dos lixiviados devem ser efectuadas separadamente em cada ponto em que surjam. As amostras a recolher deverão ser representativas da composição média; • A entidade licenciadora pode proceder à alteração da lista de análises a efectuar e ou a frequência das mesmas, se a avaliação dos dados indicar que intervalos mais longos são igualmente eficazes, devendo estes aspectos serem mencionados na respectiva licença; • A condutividade deve ser medida pelo menos uma vez por ano.
Recirculação de lixiviados	<ul style="list-style-type: none"> • Em aterros para resíduos não perigosos e exclusivamente com o intuito de promover o processo de degradação biológica dos resíduos, é permitida a humedificação dos mesmos através da reinjecção de afluente e de lamas provenientes das unidades de tratamento de lixiviados, desde que os potenciais impactes adversos sobre o ambiente sejam minimizados.

A descarga de águas lixiviantes em meio hídrico, não sendo objecto de enquadramento legal próprio é abrangida pelo Decreto – Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, o qual define as normas de descarga das águas residuais na água e no solo, visando a promoção da qualidade do meio aquático e a protecção da saúde pública e dos solos.

Segundo o Relatório do Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR) n.º 03/2008, a descarga dos lixiviados em colectores municipais para posterior tratamento numa Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) enquadra-se geralmente nos regulamentos municipais estabelecidos para a recepção de águas residuais na rede de colectores, envolvendo a participação ao longo do processo as entidades coordenadoras de licenciamento.

Os Valores Limite de Emissão (VLE) aplicáveis à descarga de lixiviados seguem o estipulado pelo Decreto – Lei n.º 236/98, os quais devem ser cumpridos nas descargas de águas residuais em águas superficiais e do litoral, em águas territoriais, em águas subterrâneas e no solo, assim como na descarga em colectores.

Os aterros para resíduos estão abrangidos pela legislação relativa à Prevenção e Controlos Integrados da Poluição (PCIP). A abordagem PCIP permitiu a introdução de uma nova perspectiva às tradicionais estratégias sectoriais de combate à poluição, vindo reconhecer que a integração sistemática dos aspectos ambientais relevantes favorece a protecção do ambiente no seu todo.

Neste enquadramento, os operadores das diferentes classes de aterro definidos em legislação própria, devem solicitar ao obrigo da legislação PCIP (Decreto – Lei n.º 173/2008, de 26 de Agosto) a obtenção da Licença Ambiental (LA), a qual vincula o operador ao controlo dos lixiviados gerados no aterro, bem como os respectivos VLE, o tipo e a frequência de monitorização.

2. OBJECTIVOS

Enquadrada nos termos da legislação relativa à Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (PCIP), a AMCAL, enquanto operador de gestão de resíduos, obteve em Maio de 2008 a Licença Ambiental (LA) para a actividade de aterro de resíduos não perigosos – resíduos urbanos.

Dos diferentes aspectos ambientais abordados na referida licença, a gestão dos lixiviados gerados no Aterro Sanitário Intermunicipal de Vila Ruiva (ASIVR) assume particular importância, sendo referido que a AMCAL não está autorizada a utilizar o domínio hídrico para efeito de descarga das águas residuais tratadas, devendo esta procurar soluções alternativas para o encaminhamento destes efluentes.

Dada a necessidade de encontrar soluções alternativas e/ou complementares para a gestão dos lixiviados resultantes das actividades de exploração do aterro sanitário, a AMCAL integrou no seu Plano de Desempenho Ambiental diferentes acções que possam apoiar os decisores na pesquisa e consequente escolha pela estratégia a adoptar neste domínio.

O trabalho que agora se apresenta pretende dar um importante contributo de apoio à decisão na escolha das soluções a implementar no domínio da gestão dos lixiviados produzidos no ASIVR.

Assim, como principais objectivos desta dissertação destacam-se os seguintes:

- Realização do levantamento e diagnóstico das condições de funcionamento da Estação de Tratamento de Lixiviados (ETAL) do ASIVR;
- Determinação da eficiência global da ETAL de Vila Ruiva;
- Determinação da eficiência de cada um dos diferentes órgãos que compõem o sistema;
- Realização do estudo da reabilitação da ETAL de Vila Ruiva.

3. CASO DE ESTUDO – ETAL DO ATERRO SANITÁRIO INTERMUNICIPAL DE VILA RUIVA

3.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DO SISTEMA AMCAL

A Associação de Municípios do Alentejo Central (AMCAL) é uma associação de municípios de fins específicos que integra actualmente os municípios de Alvito, Cuba, Portel, Viana do Alentejo e Vidigueira, sendo as suas principais áreas de actividade:

- A gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) em alta, integrando as operações de eliminação de RSU em aterro sanitário bem como a triagem, tratamento e valorização de resíduos recicláveis;
- A gestão em alta de água para consumo humano, integrando a exploração da Estação de Tratamento de Água do Alvito e da rede de condutas adutoras de água afectas ao sistema;
- O saneamento básico, nomeadamente na limpeza de fossas sépticas de particulares e desobstrução de colectores de águas residuais;
- A reparação de caminhos e vias municipais;
- A metrologia, a qual inclui a verificação e calibração de balanças e pesos;
- O turismo e a cultura;
- A cartografia e ortofotocartografia.

Segundo a nomenclatura de Unidades Territoriais para fins estatísticos (NUTS), estabelecida pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 34/86 de 26 de Março, alterada pelo Decreto – Lei n.º 244/2002, de 5 de Novembro, a Região AMCAL insere-se na NUT II – Alentejo, sendo que dois dos cinco concelhos que integram esta associação pertencem à NUT III – Alentejo Central (Portel e Viana do Alentejo) e os restantes três integram a NUT III – Baixo Alentejo (Alvito, Cuba e Vidigueira).

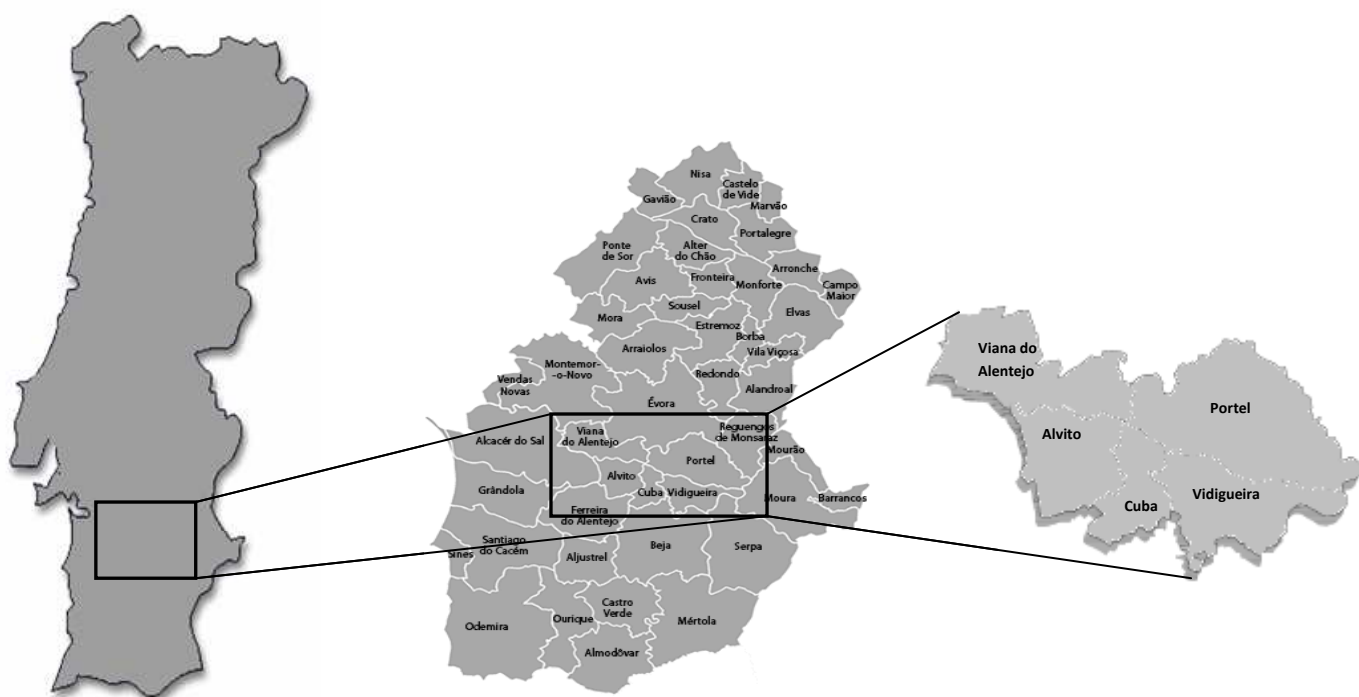


Figura 3.1 – Abrangência geográfica da AMCAL.

No Quadro 3.1 apresenta-se um conjunto de informação síntese de índole geográfica e populacional do sistema AMCAL.

Quadro 3.1 – Sistematização da informação geográfica e populacional referente ao sistema AMCAL.

INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA E POPULACIONAL				
INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA				
Concelhos Abrangidos	Alvito, Cuba, Portel, Viana do Alentejo e Vidigueira			
Total de Freguesias	21			
Área abrangida	1 749 km²			
INFORMAÇÃO POPULACIONAL				
Total de População Residente (Habitantes)	1999	2001	2006	2008
	27 694	26 594	26 165	26 093
Densidade Populacional (hab/km²)	16	15	15	15
Alvito	2 650	2 688	2 724	2 722
Cuba	5 494	4 994	4 705	4 674
Portel	7 525	7 109	7 107	7 107
Viana do Alentejo	5 720	5 615	5 707	5 704
Vidigueira	6 305	6 188	5 922	5 886

Pelo quadro anteriormente apresentado é possível verificar por um lado, que existe uma tendência de decréscimo populacional nos concelhos que integram a AMCAL e, por outro, que o sistema se caracteriza pela abrangência de uma área territorial considerável, a qual possui uma baixa densidade populacional, implicando desta forma esforços significativos na operacionalização e gestão de diferentes aspectos, sendo a gestão de resíduos um deles.

3.2 GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO SISTEMA AMCAL

3.2.1 EQUIPAMENTOS E INFRA-ESTRUTURAS

A AMCAL enquanto entidade gestora de resíduos é responsável pela gestão em alta (recepção, triagem, tratamento e eliminação) dos resíduos produzidos nos concelhos de Alvito, Cuba, Portel, Viana do Alentejo e Vidigueira. A responsabilidade pela realização das operações de recolha e transporte de resíduos é dos respectivos municípios, bem como a gestão dos ecopontos, ecocentros e estações de transferência.

No Quadro 3.2 encontra-se sintetizada a informação relativa às infra-estruturas e equipamentos afectos às operações de triagem, tratamento e eliminação de resíduos sólidos no sistema AMCAL.

Quadro 3.2 – Equipamentos e infra-estruturas afectas às operações de gestão de resíduos sólidos no sistema AMCAL.

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS AMCAL			
TRIAGEM DE RESÍDUOS			
	Número	Localização	Descrição
Centrais de Triagem	1	Vila Ruiva	<p>Cabine de Triagem:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Manual: <ul style="list-style-type: none"> • Plásticos: PET, PEAD, Filmes, PVC, Mistos; • EPS; • ECAL; • Alumínio. - Mecânica: Aço <p>Triagem manual no solo de papel/cartão (fracção embalagem e não embalagem).</p> <p>Prensa de fardos não metálicos com uma capacidade de produção de:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Materiais de Plástico: 1.5 a 2.5 Mg/hora • Papel/cartão: 4.5 a 9.5 Mg/hora <p>Entrada em funcionamento: Março de 2008</p>
Parque de Resíduos Recicláveis	1	Vila Ruiva	<p>14 alvéolos de acumulação e armazenamento de resíduos para valorização, com áreas e capacidades diferentes para:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pneus ligeiros (1); • Pneus industriais e pesados (1); • Madeira embalagem e não embalagem (1); • REEE (1); • Mistura de Metais (1); • Lâmpadas e acumuladores de chumbo (1); • Óleos usados (1) • Pilhas e acumuladores (1) • Embalagens de vidro (2) • Veículos em fim – de - vida (1) • Diversos (2) <p>Entrada em funcionamento: Outubro de 2007</p>

Quadro 3.2 (continuação) – Equipamentos e infra-estruturas afectas às operações de gestão de resíduos sólidos no sistema AMCAL.

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS AMCAL			
ELIMINAÇÃO DE RESÍDUOS			
Aterro Sanitários	1	Vila Ruiva	<p>Capacidade de deposição de RSU: 337 063 m³</p> <p>Volume ocupado até 2008: 160 430 m³</p> <p>Número de células: 1</p> <p>Patamares: 6</p> <p>Vida Útil de Projecto: 2018</p> <p>Entrada em funcionamento: Dezembro de 1999</p> <p>Aterro em cavidade – depressão encaixada, com descontinuidade frontal.</p>

A construção do ASIVR e a sua entrada em exploração no ano de 1999 permitiu o encerramento, até ao ano de 2001, de 16 lixeiras ilegais dispersas pelos cinco concelhos que integram a AMCAL, promovendo a recuperação ambiental e integração paisagística destes locais.

O projecto definiu uma capacidade para deposição de resíduos em aterro sanitário de 337 063 m³, para um horizonte temporal de 20 anos. Actualmente a capacidade de deposição no aterro sanitário encontra-se esgotada em cerca de metade do previsto em projecto, reflectindo assim que as estimativas realizadas se encontram próximas dos valores reais e que o plano de enchimento previsto tem sido cumprido, não sendo previsível esgotar a sua capacidade antes de 2018, ano apontado como horizonte de projecto.

Na Figura 3.2 apresenta-se a (i) localização geográfica e (ii) imagem aérea das infra-estruturas afectas ao sistema de gestão de resíduos da AMCAL.



Figura 3.2 – Localização geográfica e imagem aérea das infra – estruturas afectas ao sistema de gestão de resíduos da AMCAL.

O lixiviado resultante da deposição de resíduos no aterro sanitário, bem como as águas de serviço (e.g. instalações sanitárias; lavagem de viaturas e instalações), as águas pluviais recolhidas junto à báscula de entrada e unidade de lavagem de viaturas e as escorrências provenientes do Parque de Resíduos Recicláveis são drenados até à Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes (ETAL) existente de forma a proceder ao seu tratamento e rejeição no meio hídrico.

No Anexo I apresenta-se uma Planta da Rede de Drenagem de Águas existente no ASIVR.

3.2.2 GESTÃO DE RSU: TIPOLOGIA E QUANTITATIVOS

O Aterro Sanitário Intermunicipal de Vila Ruiva (ASIVR), foi classificado, segundo o art. 4º do Decreto – Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, como aterro sanitário de resíduos não perigosos.

A Licença de Exploração emitida pelo extinto Instituto Nacional dos Resíduos, com o n.º 15/2005/INR, autoriza a deposição exclusiva de resíduos não perigosos no ASIVR incluídos nos capítulos constantes da Portaria n.º 209/2004 de 3 de Março, que adopta a Lista Europeia de Resíduos (LER).

Segundo o art.º 6 do Decreto – Lei n.º 46/2008, de 12 de Março que estabelece o regime das operações de gestão de resíduos de construção e demolição (RCD), é possível utilizar solos e rochas que não contenham substâncias perigosas provenientes de actividades de construção na cobertura de aterros destinados a resíduos.

Segundo o ofício do extinto Instituto Nacional de Resíduos com a referência DOE/DPOF 437, de 3 de Fevereiro de 2005, a AMCAL enquanto entidade gestora de resíduos não está autorizada a proceder à eliminação de resíduos em aterro sanitário com origem em produtores cuja actividade económica seja industrial (CAE industrial). Considerando-se para tal como actividades industriais as constantes nas secções C, D, E e F do Anexo único do Decreto – Lei n.º 381/2007, de 14 de Novembro que estabelece a Classificação Portuguesa de Actividades Económicas, Revisão 3.

Na Figura 3.3 apresentam-se os quantitativos de RSU recebidos no ASIVR bem como os quantitativos de resíduos sujeitos a eliminação em aterro sanitário nos anos de 2005 a 2008.

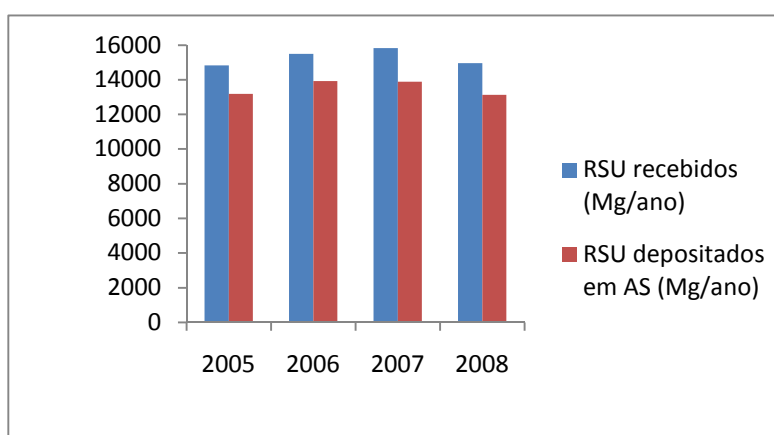


Figura 3.3 – Total de resíduos recebidos no sistema AMCAL e depositados em aterro (dados em Mg/ano).

Os resultados apresentados evidenciam uma tendência de decréscimo na quantidade total de resíduos depositados em aterro face aos quantitativos de resíduos entregues no sistema da AMCAL.

Salienta-se que o plano de enchimento previsto para o ASIVR tem sido cumprido e que o volume de resíduos efectivamente depositados encontra-se sempre abaixo dos valores previstos em projecto.

Relativamente à gestão de resíduos recicláveis, a AMCAL obteve em 2007 licença para a realização das seguintes operações de gestão de resíduos conforme o disposto na Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março.

A licença n.º30/2007/CCDR – Alentejo, de 25 de Setembro de 2007, licencia a AMCAL para operação de triagem (manual e no local de descarga dos mesmos) e enfardamento de resíduos, abrangendo desta forma a gestão de resíduos na Central de Triagem e no Parque de Resíduos Recicláveis.

Na Figura 3.4 apresentam-se os quantitativos de RSU recebidos no ASIVR bem como os quantitativos de resíduos encaminhados para valorização nos anos de 2005 a 2008.

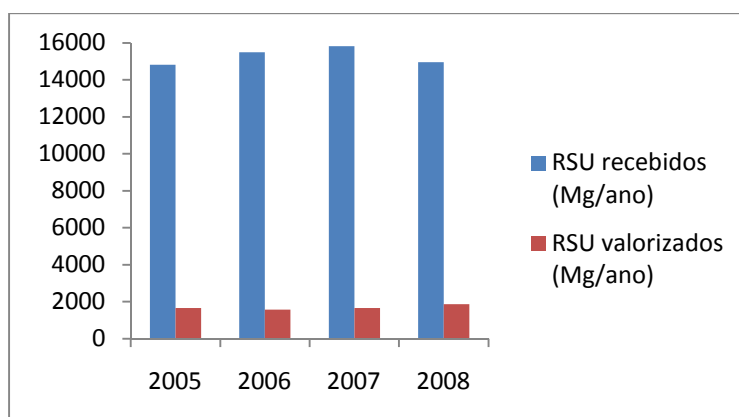


Figura 3.4 – Total de resíduos recebidos no sistema AMCAL e encaminhados para valorização (dados em Mg/ano).

Os resultados mostram uma tendência de crescimento de resíduos encaminhados para valorização face ao total dos resíduos recebidos no sistema da AMCAL.

A gestão de fluxos específicos de resíduos na AMCAL, nomeadamente os resíduos de embalagem (RE), resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos (REEE), pilhas e acumuladores, pneus usados, óleos usados (excepto alimentares), envolve as diferentes entidades gestoras constituídas e licenciadas para o efeito de acordo com a legislação em vigor e que se apresentam no Quadro 3.3.

Quadro 3.3 – Gestão de fluxos específicos de resíduos no Sistema AMCAL.

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS DA AMCAL	
GESTÃO DE FLUXOS ESPECÍFICOS DE RESÍDUOS	
Resíduos de Embalagem (papel/cartão; vidro; plásticos, metais e madeira)	SOCIEDADE PONTO VERDE
Pneus Usados	VALORPNEU
Pilhas e acumuladores	ECOPILHAS
Resíduos de Equipamentos Eléctrico e Electrónico	AMB3E
Óleos Usados	SOGILUB

Relativamente aos monstros ferrosos (mistura de metais) e aos veículos em fim de vida são encaminhados através de operadores de gestão de resíduos licenciados para o efeito, seleccionados após consulta prévia.

No Quadro 3.4 apresenta-se a sistematização de informação relativa à eliminação de RSU no sistema da AMCAL no ano de 2008.

Quadro 3.4 – Tipologia e quantitativos de resíduos sujeitos a eliminação no ASIVR em 2008.

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS DA AMCAL			
ELIMINAÇÃO DE RESÍDUOS 2008			
ATERRO SANITÁRIO			
Resíduo	Código LER	Quantidade (Mg/ano)	
		Municípios	Particulares
Cinzas, escórias e poeiras de caldeiras (excluindo as poeiras de caldeiras abrangidas em 10 01 04)	10 01 01	0	366,140
Resíduos biodegradáveis de cozinhas e cantinas	20 01 08	5,86	0
Madeira	20 01 38	9,92	0
Plásticos	20 01 39	0	29.240
Resíduos biodegradáveis	20 02 01	45,86	0
Outros resíduos urbanos e equiparados, incluindo misturas de resíduos	20 03 01	11885,4	0
Monstros	20 03 07	31,28	0
Resíduos urbanos e equiparados não anteriormente especificados	20 03 99	754,72	2,56
TOTAL		12 733,04	397,94

Fonte: Relatório Ambiental Anual do ASIVR 2008

3.2.3 CAMPANHAS DE QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE RSU

A caracterização dos resíduos produzidos no âmbito de um determinado sistema constitui um importante instrumento de base para a sua gestão, devendo ser, em cada caso, adaptada e ajustada aos objectivos gerais e específicos a que pretende dar resposta (Levy e Cabeças, 2006).

Assim, a gestão adequada dos RSU requer um conhecimento sistemático e consistente das suas características, quer quantitativas, quer qualitativas (Levy e Cabeças, 2006).

Pretende-se com a quantificação de resíduos estimar a quantidade, em peso, de RSU produzidos por uma determinada população afecta a um sistema de gestão e com a caracterização física estimar os valores médios do peso específico e da composição física desses resíduos.

Na Figura 3.5 apresentam-se os resultados, expressos em percentagem, obtidos nas campanhas para a quantificação e caracterização de RSU geridos pelo sistema AMCAL, nas principais subcategorias consideradas.

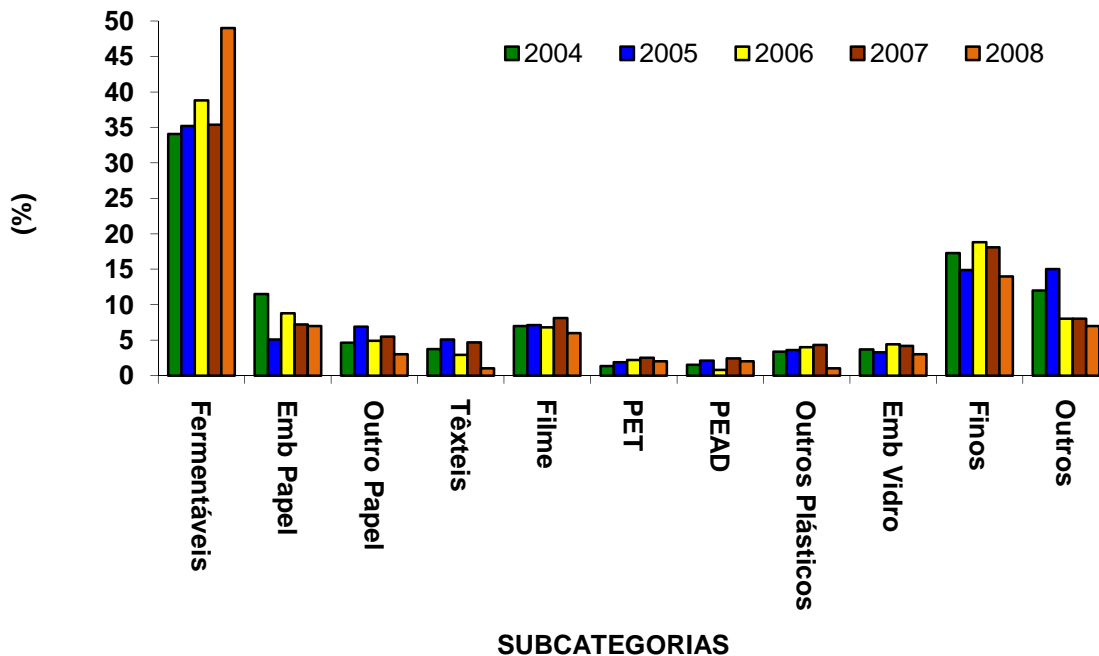


Figura 3.5 – Resultados, expressos em percentagem, das campanhas para a quantificação e caracterização de RSU no sistema da AMCAL.

Os resultados apresentados evidenciam o seguinte:

- A fracção dos resíduos fermentáveis admitidos em aterro encontra-se no intervalo entre 30 % a 50 % do total de resíduos, enfatizando as características predominantemente rurais dos concelhos abrangidos pelo sistema de gestão da AMCAL.
- A fracção de resíduos de embalagem (plástico, incluindo os mistos, vidro e papel/cartão) corresponde a cerca de 15 % a 25% dos resíduos admitidos;
- A fracção embalagem de papel/cartão demonstra uma tendência de estabilização face à composição dos RSU entregues no sistema.

Considerando os objectivos macro de gestão de RSU em Portugal, o conhecimento sistemático e aprofundado das características quantitativas e qualitativas dos resíduos geridos pelas diferentes entidades gestoras é fundamental. As campanhas para a quantificação e caracterização de resíduos constituem um referencial de base para o projecto, concepção e implementação de estratégias com vista à persecução daqueles objectivos.

3.2.4 PROJECTOS FUTUROS

No sentido de dar resposta ao desafio apresentado pelo Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos II (PERSU II), publicado em Diário da República pela Portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro e que irá vigorar no horizonte entre 2007 a 2016, a AMCAL em parceria com os outros dois sistemas de gestão de RSU da Região Alentejo, GESAMB e RESIALENTEJO, procurou através da elaboração dos seus planos de acção ir ao encontro das directrizes e opções incluídas naquele plano, nomeadamente no que se refere:

- À necessidade de cumprimento dos objectivos comunitários de desvio de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) de aterro, integrando assim alguns dos princípios definidos na Estratégia Nacional para o Desvio de Resíduos Urbanos Biodegradáveis de Aterro (ENRRUBDA), a qual foi aprovada em 2003 e revista no âmbito do PERSUII, na sequência da Directiva n.º 1999/31/CE, do Conselho, de 26 de Abril, relativa à deposição em aterro, transposta pelo Decreto – Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio e alterado pelo Decreto – Lei n.º 183/2009, de 10 de Agosto.

- À necessidade de assegurar o cumprimento dos objectivos de reciclagem e valorização, decorrentes das Directivas n.ºs 94/62/CE, de 20 de Dezembro, e 2004/12/CE, de 11 de Fevereiro, referentes à gestão de embalagens e resíduos de embalagens, transpostas para o ordenamento jurídico interno pelos Decretos – Leis n.ºs 366-A/97, de 20 de Dezembro, 162/2000, de 27 de Julho, e 92/2006, de 25 de Maio.

Em consonância com os objectivos estratégicos nacionais para a gestão de RSU, os planos de acção foram elaborados em conjunto para os três sistemas acima referidos, reflectindo assim um dos princípios conceptuais previsto no PERSU II – associação de diversos sistemas na partilha de instalações comuns.

Constituem aspectos fundamentais dos planos de acção conjuntos:

- Aposta no tratamento mecânico e biológico (TMB) dos resíduos sólidos residuais (usualmente designados por RSU indiferenciados produzidos no âmbito dos sistemas envolvidos;
- Maximização da recuperação dos materiais para reciclagem, através da instalação de TMB's de alta eficiência;
- Reforço da recolha selectiva de materiais recicláveis, fracção embalagem e não embalagem, complementando assim o processo mecânico e biológico a adoptar;
- Aposta em soluções de compostagem caseira, nos respectivos locais de produção, permitindo assim de forma descentralizada a imediata incorporação do composto de alta qualidade resultante deste processo nos solos agrícolas próximos, sem necessidade de transporte.

Existindo metas objectivas e um referencial temporal exigente, a AMCAL no âmbito da sua actividade enquanto entidade gestora de RSU está a desenvolver projectos nas seguintes áreas:

- Implementação do Tratamento Mecânico e Biológico dos RSR produzidos no âmbito do sistema e valorização da fracção dos combustíveis derivados de resíduos (CDR);
- Reforço da rede de deposição, recolha e transporte de resíduos recicláveis, nomeadamente plásticos, metais e papel/cartão.

- Implementação de soluções técnicas para responder às crescentes solicitações de gestão de resíduos de construção e demolição (RCD), plásticos agrícolas, resíduos verdes e óleos alimentares usados;
- Concepção e implementação de planos de comunicação que acompanhem, divulguem e fortaleçam os projectos em curso;
- Aplicação das medidas preconizadas no Plano de Desempenho Ambiental (PDA), nomeadamente a reabilitação da estação de tratamento de lixiviados existente e a melhoria da eficiência energética das diferentes infra-estruturas.

Considerando que a área geográfica de actuação dos sistemas AMCAL, GESAMB- Empresa Intermunicipal para a Gestão Ambiental e de Resíduos, e RESIALENTEJO – Empresa Intermunicipal para a gestão de RSU, apresenta uma baixa densidade populacional, caracterizada pela grande dispersão de pequenos aglomerados, e os elevados investimentos a realizar de forma a alcançar as metas e objectivos definidos pela legislação em vigor, determinam a procura de soluções integradas para os sistemas de gestão de RSU, funcionando estes em rede, complementado acções e soluções técnicas a implementar.

3.3 GESTÃO DE LIXIVIADOS

3.3.1 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

O planeamento e a concepção dos aterros sanitários deverão equacionar uma diversidade de factores e variáveis operacionais inerentes às fases de exploração e pós encerramento. Inúmeras alterações biológicas, físicas e químicas ocorrem em simultâneo na massa de resíduos aquando da sua deposição em aterro (Quasim e Chiang, 1994).

Na generalidade dos aterros sanitários, os lixiviados são compostos não apenas pelas águas de origem externa, como as águas pluviais ou as de escoamento superficial, que se infiltram e percolam na massa de resíduos transportando os seus contaminantes, como também, pelo teor em água contida nos resíduos e água que se liberta como consequência das reacções inerentes às reacções de decomposição dos mesmos (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Os efluentes líquidos produzidos nas diferentes instalações são encaminhados através das respectivas redes de drenagem para a bacia de regularização existente a montante do sistema de tratamento instalado.

A drenagem dos lixiviados efectua-se através de uma rede de geodrenos. À rede de drenagem das águas residuais afluem também as águas pluviais contaminadas, que em conjunto são encaminhadas até à bacia de equalização. O sistema de drenagem de águas pluviais é constituído por valetas para controlo do escoamento de escorrência em toda a envolvente da célula de deposição. Estas valetas transportam as águas pluviais até aos sumidouros os quais fazem a ligação entre as valetas e um sistema enterrado de drenagem de águas pluviais, que transportam estas águas até aos pontos de descarga previstos.

Integrado no projecto de construção do aterro sanitário, o projecto da Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes (ETAL) do ASIVR resulta de uma parceria entre a empresa *Sulplano*, prevendo uma solução de tratamento biológico baseado nas condições aeróbias e anaeróbias para a degradação de poluentes.

A definição dos parâmetros que serviram de base ao dimensionamento da ETAL de Vila Ruiva passou por uma análise intensiva de dados bibliográficos existentes, avaliação das condições climatológicas da região (temperatura, precipitação, vento, humidade relativa do ar e evapotranspiração real) e utilização de informação técnica relativa a outras instalações semelhantes que se encontravam em fase de exploração.

A quantidade de lixiviados gerados pela exploração do aterro sanitário foi estimada com recurso:

- À realização de um balanço hídrico generalizado e aplicação das respectivas conclusões aos valores médios anuais, segundo o Atlas do Ambiente, resultando desta análise o cálculo aproximado do caudal médio diário de lixiviados provenientes do aterro sanitário;
- À verificação da consistência da aplicabilidade das fórmulas de Turc, no cálculo da evapotranspiração da região do Alvito, resultando deste procedimento o cálculo teórico do caudal médio diário de lixiviados;
- Ao cálculo do caudal diário de lixiviados para o dimensionamento da ETAL, considerando os dois meses consecutivos mais desfavoráveis em termos de precipitação.

No Quadro 3.5 apresenta-se uma sistematização da informação relevante resultante da aplicação de cada um dos métodos acima mencionados.

Quadro 3.5 – Sistematização da informação de projecto referente à estimativa do caudal médio diário de lixiviados afluente à ETAL.

Sistema de Gestão de Resíduos da AMCAL		
PROJECTO DA ETAL		
MÉTODOS APLICADOS NA ESTIMATIVA DO CAUDAL AFLUENTE À ETAL		
BALANÇO HÍDRICO	APLICAÇÃO DE RELAÇÕES HIDROMETEOROLÓGICAS (FÓRMULA DE TURC)	BALANÇO HÍDRICO PARA O PERÍODO MAIS CHUVOSO
18,3 m ³ / dia	13,4 m ³ / dia	50 m ³ / dia

Fonte: Projecto da ETAL de Vila Ruiva

O valor adoptado pela equipa projectista, considerando a grande variabilidade inerente à estimativa de produção de lixiviados, a necessidade de assegurar uma margem de segurança considerável e o facto de esta instalação ter de possuir flexibilidade para responder e se adaptar às condições climatológicas e de composição físico – química do lixiviado, foi de 50 m³/dia.

O sistema de tratamento de lixiviados preconizado para o ASIVR inclui os seguintes órgãos:

- Bacia de retenção/regularização
- Lagoa anaeróbia
- Lagoa anaeróbia/facultativa
- Tanque de arejamento I e II
- Leitões de Plantas

A solução adoptada é combinação de processos biológicos realizados em lagoas de estabilização em série, tendo esta sido apontada como uma solução simples de operar, flexível, de baixos custos de exploração e que permitia obter elevadas eficiências de remoção.

Na Figura 3.6 apresenta-se a sequência dos órgãos de tratamento da ETAL do ASIVR.

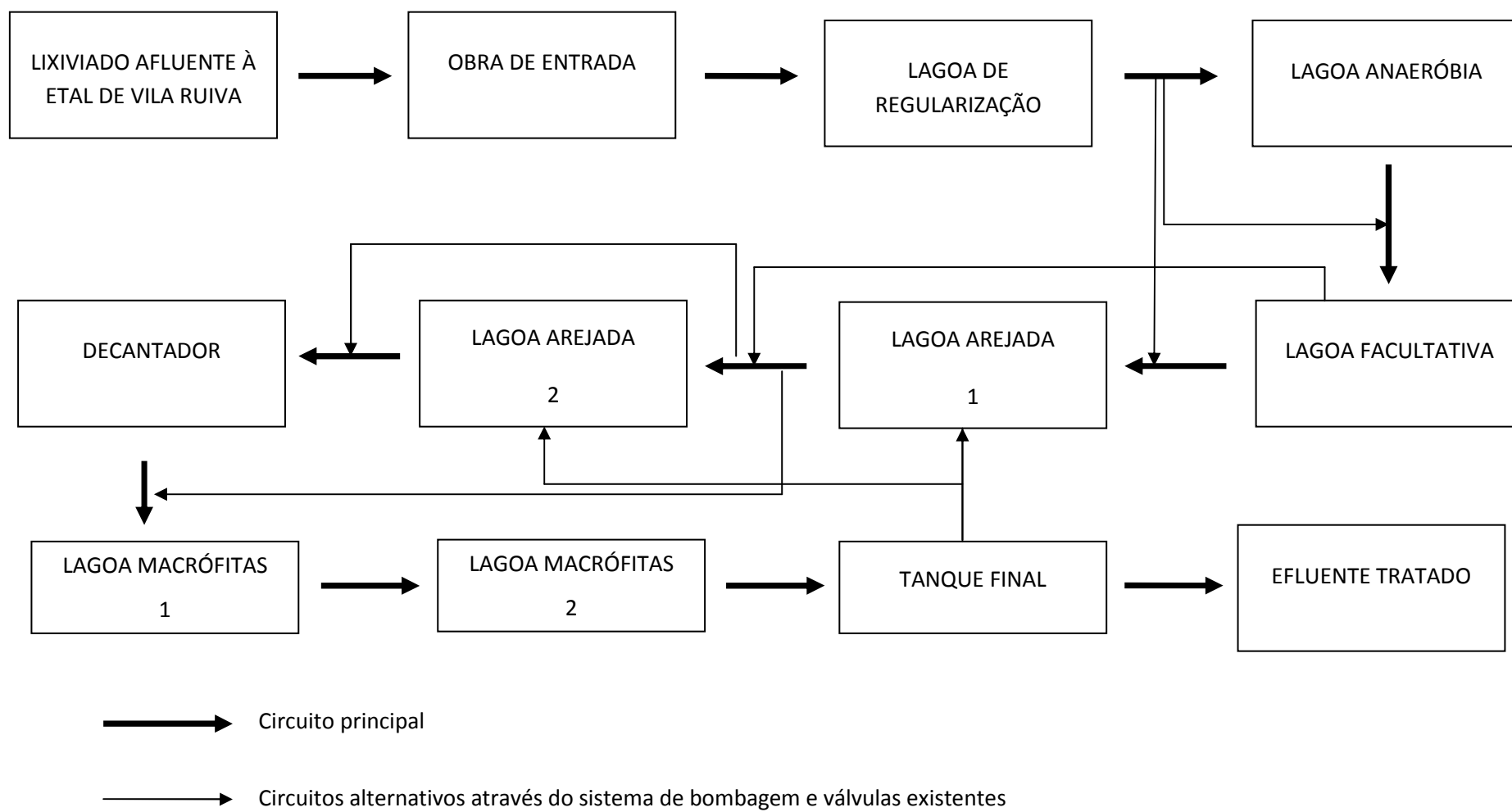


Figura 3.6 – Caracterização geral da ETAL do ASIVR.

A definição do tipo de tratamento a realizar aos lixiviados depende não só das suas características físico-químicas como do local de descarga disponível (e.g. rede de colectores municipal; linha de água).

O sistema de tratamento, nomeadamente a sequência de processos unitários definida bem como o dimensionamento dos respectivos órgãos, foi estruturado para tratar um lixiviado que na situação mais desfavorável da fase acidogénica e no período de Inverno, apresentava a composição física – química que consta no Quadro 3.6.

Quadro 3.6 – Sistematização da informação de projecto referente à estimativa da composição físico – química do lixiviado afluente à ETAL de Vila Ruiva.

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS DA AMCAL	
PROJECTO DA ETAL	
ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE ALGUNS POLUENTES PRESENTES NO LIXIVIADO AFLUENTE À ETAL (FASE ACIDOGÉNICA)	
PARÂMETRO	VALOR MÉDIO (mg/L)
CBO5	20 000
CQO	30 000
N – NH4	1 500
ST	25 000
P – PO4	20
pH	6 - 8

Fonte: Projecto da ETAL de Vila Ruiva

A montante da ETAL foi prevista uma lagoa de regularização de forma a atenuar os caudais de ponta e consequentemente actuar como tampão aos sistemas de tratamento biológicos preconizados, dada a sua vulnerabilidade face a variações significativas em termos de caudal e composição dos lixiviados afluentes.

Foi igualmente considerado o facto de a bacia de regularização funcionar, por um lado, como tanque de armazenamento por um determinado tempo necessário e, por outro, como lagoa de sedimentação devido aos elevados tempos de retenção definidos para este órgão, 14 dias.

No Quadro 3.7 apresenta-se uma sistematização da informação relativamente às infra-estruturas de tratamento preconizadas para a ETAL do aterro sanitário da AMCAL, nomeadamente no que respeita (i) processo de tratamento, (ii) eficiência teórica prevista, (iii) parâmetros de dimensionamento.

Quadro 3.7 – Sistematização da informação técnica de projecto relativa à ETAL do ASIVR.

Sistema de Gestão de Resíduos da AMCAL					
FONTE: PROJECTO DA ETAL					
RESUMO DA INFORMAÇÃO TÉCNICA DO PROJECTO					
COMPONENTE DO SISTEMA DE TRATAMENTO	Número DE Órgãos	EFICIÊNCIA RELATIVA TEÓRICA PREVISTA (%)	COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO À SAÍDA DO ÓRGÃO (mg/L)	PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO	OBSERVAÇÕES
Bacia de retenção/regularização	1	<ul style="list-style-type: none"> SST = 50 CBO₅ = 30 CQO = 30 	<ul style="list-style-type: none"> CBO₅ = 14 000 CQO = 21 000 ST = 12 500 	Tempo de retenção = 14 dias Volume total = 620 m ³	Prevista a remoção de metais pesados devido à ocorrência de sedimentação.
Lagoa anaeróbia	2	<ul style="list-style-type: none"> CBO₅ = 70 CQO = 50 	<ul style="list-style-type: none"> CBO₅ = 4 200 CQO = 10 500 	Lagoa anaeróbia: Tempo de retenção = 7 dias Volume total = 400 m ³ Lagoa Facultativa: Tempo de retenção = 4 dias Volume total = 300 m ³	Prevista a remoção significativa de metais pesados.
Lagoa de arejamento	2	<ul style="list-style-type: none"> CBO₅ = 90 CQO = 90 	<ul style="list-style-type: none"> CBO₅ = 420 CQO = 1 050 	Tempo de retenção = 5 dias Volume total = 300 m ³	Previsto um sistema doseador de Fósforo para maximizar a eficiência do tratamento biológico.
Decantador	1	-	-	Tempo de retenção = 1 dia Volume total = 52,5 m ³	Prevista a remoção por sedimentação de lamas muito oxigenadas.
Leitos de plantas	2	<ul style="list-style-type: none"> CBO₅ = 91 CQO = 88 Azoto total = 83 Ferro = 88 	<ul style="list-style-type: none"> CBO₅ = 38 CQO = 126 	Lagoa de escoamento superficial: Tempo de retenção = 2 dias Volume total = 330 m ³ Lagoa de escoamento sub-superficial Tempo de retenção = 3 dias Volume total = 540 m ³	Prevista a remoção significativa de nutrientes (azoto, fósforo, potássio e micronutrientes) e metais pesados.

Fonte: Projecto da ETAL de Vila Ruiva

O sistema de bombas instalado ao longo da linha de tratamento permite maior flexibilidade e versatilidade na exploração do sistema, possibilitando adaptar o seu funcionamento às variações quantitativas e qualitativas do lixiviado afluyente à ETAL (Ver Figura 3.6).

Após passagem pelo sistema de tratamento, o efluente clarificado é encaminhado por gravidade para o tanque final (tanque de efluente tratado), seguindo uma de duas vias possíveis:

- Descarga em linha de água afluyente à Ribeira de Odivelas (margem esquerda), na Bacia Hidrográfica do Rio Sado, caso os resultados analíticos cumpram o exigido na respectiva licença de descarga;
- Reforço do tratamento realizado, através da recirculação para as lagoas de arejamento existentes, caso a qualidade final do efluente tratado não cumpra os valores definidos na respectiva licença de descarga.

No ano de 2005 a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo (CCDR Alentejo) concedeu através do Alvará de Licença n.º 027/DSGA/DDH/05 para descarga de águas lixivantes provenientes do ASIVR.

O lançamento do efluente tratado na linha de água acima referida deverá cumprir os valores – limite fixados e que se apresentam no Quadro 3.8.

Quadro 3.8 – Condições de descarga do lixiviado tratado em meio hídrico.

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS DA AMCAL	
LICENÇA DE DESCARGA DA ETAL	
VALORES – LIMITE EXIGIDOS PELO DECRETO – LEI n.º 236/98, de 1 de AGOSTO	
PARÂMETRO	VALORES LIMITE DE EMISSÃO
pH	6, 0 – 9, 0
Cor	Não visível na diluição 1:20
CBO ₅ (20°C)	40 mg/L O ₂
CQO	150 mg/L O ₂
SST	60 mg/L
Fósforo total	10 mg/L
Azoto total	15 mg/L N
Azoto amoniacal	10 mg/L NH ₄
Óleos e gorduras	15 mg/L
Óleos minerais	15 mg/L
Nitratos	50 mg/L NO ₃
Fenóis	0,5 mg/L C ₆ H ₅ OH
Ferro total	2,0 mg/L Fe
Cianetos totais	0,5 mg/L CN
Sulfatos	2000 mg/L SO ₄
Sulfuretos	1,0 mg/L S

Quadro 3.8 (continuação) – Condições de descarga do lixiviado tratado em meio hídrico.

SISTEMA DE GESTÃO DE RESÍDUOS DA AMCAL	
LICENÇA DE DESCARGA DA ETAL	
VALORES – LIMITE EXIGIDOS PELO DECRETO – LEI n.º 236/98, de 1 de AGOSTO	
PARÂMETRO	VALORES LIMITE DE EMISSÃO
Alumínio	10 mg/L Al
Cobre total	1,0 mg/L Cu
Manganês total	2,0 mg/L Mn
Arsénio total	1,0 mg/L As
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Crómio total	2,0 mg/L Cr
Mercúrio total	0,05 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Chumbo total	1,0 mg/L Pb

Fonte: Alvará de Licença n.º 027/DSGA/DDH/05

As normas de descarga dispostas na respectiva licença atribuída são fixadas contemplando sempre os valores limite de emissão definidos no Decreto – Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, Anexo XVIII.

4. METODOLOGIA DO TRABALHO

No sentido de alcançar os objectivos propostos no âmbito da dissertação procedeu-se, numa primeira fase, ao levantamento da informação técnica de base relativa ao projecto de concepção/construção e exploração da Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes (ETAL) do Aterro Sanitário Intermunicipal de Vila Ruiva (ASIVR), incluindo a recolha de dados de dimensionamento, dados históricos da qualidade e quantidade dos lixiviados produzidos e outra informação relevante para o estudo em causa.

Paralelamente, iniciou-se uma revisão bibliográfica exaustiva, tendo sido analisados documentos, relatórios técnicos, artigos e estudos científicos de relevo na temática da gestão de lixiviados em geral e, em particular para o trabalho desenvolvido.

Para a determinação da eficiência actual da ETAL do ASIVR, foi preparada uma campanha de amostragem ao longo do sistema de tratamento existente, que envolveu as seguintes etapas:

- Definição da duração da campanha, pontos de amostragem, parâmetros a analisar em cada um dos órgãos de tratamento, bem como a metodologia de amostragem.

A campanha de amostragem decorreu entre os meses de Abril a Junho de 2009, envolvendo a realização de 4 períodos de amostragem, de acordo com a distribuição que se apresenta no Quadro 4.1.

Quadro 4.1 – Sistematização da informação referente à campanha de amostragem realizada como suporte ao estudo da eficiência actual da ETAL do ASIVR.

CAMPANHA DE AMOSTRAGEM DE LIXIVIADOS		
INFORMAÇÃO SÍNTESE		
PONTO DE AMOSTRAGEM	DATA	PARÂMETROS DETERMINADOS
Lagoa de Regularização E Tanque Final	23 de Abril e 28 de Maio	pH, CQO, Azoto Amoniacal, Azoto Total, CBO, Fósforo Total, SST, Condutividade, Nitratos, Cloretos, Cor, Óleos e Gorduras, Óleos Minerais, Ferro, Fenóis, Crómio VI, Carbonatos/Bicarbonatos, Cianetos, Arsénio, Cádmio, Crómio, Mercúrio, Chumbo, COT, Fluoretos, Nitritos, Sulfatos, Sulfuretos, Alumínio, Bário, Boro, Cobre, Manganésio, Zinco, Antimónio, Níquel, Potássio, Selénio, Cálcio, magnésio, AOX, Sódio
	11 de Maio e 15 de Junho	pH, CQO, Azoto Amoniacal, Azoto Total, CBO, Fósforo Total, SST

Quadro 4.1 (continuação) – Sistematização da informação referente à campanha de amostragem realizada como suporte ao estudo da eficiência actual da ETAL do ASIVR.

CAMPANHA DE AMOSTRAGEM DE LIXIVIADOS		
INFORMAÇÃO SÍNTESE		
PONTO DE AMOSTRAGEM	DATA	PARÂMETROS DETERMINADOS
Anaeróbia	23 de Abril	pH, CQO, Azoto Amoniacal, Azoto Total, CBO, Fósforo Total, SST
Arejadas	11 e 28 de Maio	
Macrófitas	15 de Junho	

Relativamente aos pontos de amostragem definidos para a constituição das respectivas amostras são os que se apresentam na Figura 4.1 e que correspondem ao local de saída do lixiviado para o órgão de tratamento seguinte. No total foram definidos 6 pontos de amostragem, assinalados a vermelho na figura.

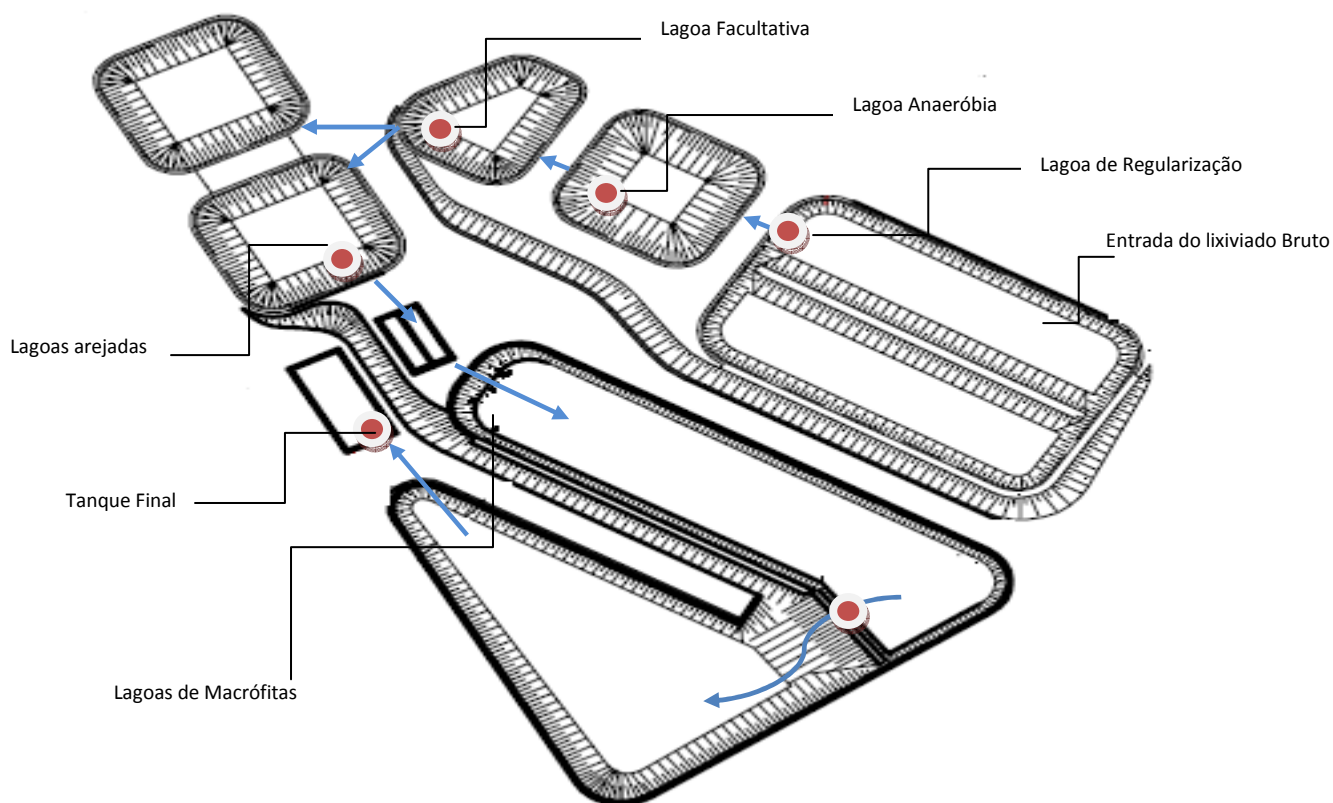


Figura 4.1 – Esquematização dos pontos de amostragem no sistema de tratamento em estudo.

Com o objectivo de caracterizar a eficiência de remoção de cada uma das lagoas da ETAL, definiu-se monitorizar os parâmetros relativos à matéria orgânica, fósforo, azoto e pH, durante dois meses com uma periodicidade quinzenal, sendo estes os parâmetros mais relevantes em sistemas de lagunagem.

Com o objectivo de avaliar a eficiência global do sistema de tratamento caracterizou-se o lixiviado à entrada (lixiviado bruto) e à saída (lixiviado tratado), considerando o conjunto de parâmetros constantes quer da licença de descarga da ETAL de Vila Ruiva que estão de acordo com o Decreto – Lei n.º 236/98 quer do disposto no Decreto – Lei n.º 152/2002, com uma periodicidade mensal.

Assim, foi recolhida em cada ponto de amostragem uma amostra simples de 10 L de lixiviado, recolhido em garrações de 5 L cada.

A escolha pela constituição de amostras simples em cada ponto definido teve por base:

- O facto de se tratar de uma água residual de características constantes ao longo do dia;
- O facto dos tempos de retenção de cada órgão de tratamento serem bastante elevados.

Após a recolha das amostras procedeu-se ao seu transporte imediato para o laboratório da Água da Escola Superior Agrária de Beja, para posterior análise, localizado a 10 km do local de colheita.

Na fase seguinte à publicação dos resultados laboratoriais, procedeu-se ao seu tratamento e análise, de forma a avaliar a eficiência actual da ETAL do ASIVR, quer em termos parciais, órgão a órgão, quer em termos globais, comparando os resultados obtidos com o histórico existente e com as eficiências teóricas previstas em projecto.

Analizado o comportamento do sistema no que respeita às eficiências obtidas no tratamento, seguiu-se a fase de pesquisa de soluções alternativas e/ou complementares de tratamento do lixiviado gerado no âmbito da exploração do aterro sanitário, numa tentativa de apontar directrizes futuras passíveis de responderem às exigências previstas no âmbito da Licença Ambiental.

Esta etapa envolveu a consulta e o estudo de processos e tecnologias de tratamento de lixiviados referenciados em bibliografia e estudos especializados na temática, tendo existido um compromisso na procura de soluções ambientalmente eficazes e economicamente eficientes, atendendo à particularidade da gestão dos lixiviados no sistema AMCAL.

A última etapa do plano de trabalho prendeu-se com a organização de toda a informação relevante recolhida, sistematizada e tratada culminando com a redacção da dissertação, a qual foi iniciada após o tratamento e análise dos resultados laboratoriais.

O trabalho de tese que agora se apresenta desenvolveu-se entre os meses de Novembro de 2008 e Outubro de 2009.

5. EFICIÊNCIA DA ETAL DE VILA RUIVA

5.1 ENQUADRAMENTO

Após a publicação do Decreto – Lei n.º 152/2002, os aterros sanitários tiveram de apresentar um plano de adaptação às novas exigências legais estabelecidas pela nova legislação, nas quais se inclui a adaptação do programa de monitorização dos lixiviados, cujos parâmetros e respectiva frequência de monitorização se apresenta no Quadro 5.1.

Quadro 5.1 – Plano de monitorização de lixiviados do ASIVR entre 2005 e 2008.

ETAL DE VILA RUIVA		
PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO DE LIXIVIADOS ENTRE 2005 E 2008		
PERIODICIDADE	PARÂMETROS ANALISADOS	PONTOS DE AMOSTRAGEM
MENSAL	pH, condutividade, CQO, CBO5, azoto total, azoto amoniacal, cloretos, fósforo total, SST, cor, óleos e gorduras, óleos minerais, fenóis, nitratos, ferro	Entrada e Saída do Sistema de Tratamento
TRIMESTRAL	crómio VI, carbonatos, bicarbonatos, cianetos, arsénio, cádmio, crómio, mercúrio, chumbo, COT, fluoretos, nitritos, sulfatos, sulfuretos, alumínio, bário, boro, cobre, manganês, zinco, antimónio, níquel	
SEMESTRAL	selénio, cálcio, magnésio, AOX, potássio, sódio	

5.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO

A existência de resultados de caracterização mensal do lixiviado, obtidos através das campanhas de monitorização implementadas pela AMCAL em conformidade com o estipulado no Decreto – Lei n.º 152/2002 e cujo plano de amostragem se resumiu no Quadro 6.2, permitiu que se avaliassem as características físico – químicas mínimas, máximas e médias obtidas para o lixiviado bruto e tratado desde 2003 a 2008.

Relativamente aos parâmetros monitorizados trimestralmente e semestralmente, foram apenas determinados os valores máximos e mínimos registados no período em análise, face ao número reduzido de resultados disponíveis.

Quadro 5.2 – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado bruto no período de 2003 a 2005.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO BRUTO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2003					2004					2005				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
pH	Escala de Sorensen	12	7,3	0,3	6,6	8	12	7,3	0,3	6,9	7,9	12	7,5	0,4	7,2	8,5
Condutividade	µS/cm a 20°C	12	8 874	3 426	5 050	15 020	12	13 330	6 480	2 970	22 600	12	13 581	6 518	1 469	22 600
CQO	mg/l O ₂	12	1 155	1 128	195	4 447	12	1 623	1 148	595	4 838	12	2 529	1 482	935	5 403
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	12	233	123	95	528	12	515	343	54	1 050	12	635	159	359	945
Cloretos	mg/l Cl	12	1 232	828	44	3 100	12	2 026	1 019	650	4 020	12	2 358	718	1 335	3 896
Azoto total	mg/l N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	805	483	353	1 671
Fósforo total	mg/l P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	1,5	1,2	<0,17	4,1
SST	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	261	216	27	436
CBO ₅	mg/l O ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	287	130	20	500
Hidrocarbonetos	mg/l	2	-	-	2,7	95,3	2	-	-	0,8	<1,1	-	-	-	-	-
Óleos e Gorduras	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	2,4	1,4	0,8	4
Óleos minerais	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	1,2	0,7	<0,3	3
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	4	-	-	<0,5	7,4	4	-	-	0,2	<11	12	6,7	3,5	0,1	24
Nitratos	mg/l NO ₃	2	-	-	81	246	2	-	-	58	154	12	13	4	5	40
Ferro	mg/l Fe	2	-	-	0,465	1,19	2	-	-	0,42	927	12	32,7	14,2	0,27	180
Crômio VI	mg/l Cr (VI)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	<0,08	0,24
Carbonatos/bicarbonatos	mg/l CaCO ₃	4	-	-	2 310	975	4	-	-	95	9725	4	-	-	0	9100
Cianetos	mg/l CN	4	-	-	<0,01	0,012	4	-	-	0,007	0,11	4	-	-	0,008	0,015
Arsénio	mg/l As	4	-	-	<0,02	<0,02	4	-	-	0	0,009	4	-	-	0,07	0,22
Cádmio	mg/l Cd	4	-	-	<0,0005	<0,004	4	-	-	<0,0005	<0,02	4	-	-	<0,002	<0,002
Crômio	mg/l Cr	4	-	-	0,037	0,16	4	-	-	0,05	0,32	4	-	-	0,16	0,49

Quadro 5.2 (continuação) – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado bruto no período de 2003 a 2005.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO BRUTO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2003					2004					2005				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
Mercúrio	mg/l Hg	4	-	-	<0,0002	<0,0006	4	-	-	<0,0002	<0,0002	4	-	-	<0,0002	0,0005
Chumbo	mg/l Pb	4	-	-	<0,0005	0,03	4	-	-	<0,002	0,03	4	-	-	0,01	0,07
COT	mg/l	2	-	-	392	939	2	-	-	197	625	3	-	-	68	330
Fluoretos	mg/l F	2	-	-	<0,76	4	2	-	-	<0,3	6,24	3	-	-	<0,1	<0,29
Nitritos	mg/l NO ₂	2	-	-	0,019	0,025	2	-	-	<0,1	0,05	3	-	-	0,06	0,12
Sulfatos	mg/l SO ₄	2	-	-	25	58	2	-	-	18	38	3	-	-	31	55
Sulfuretos	mg/l S	2	-	-	<0,02	0,72	2	-	-	1,25	1,5	3	-	-	1,65	7,9
Alumínio	mg/l Al	2	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	0,04	0,38	3	-	-	0,16	3,1
Bário	mg/l Ba	2	-	-	0,64	2	2	-	-	0,48	0,62	3	-	-	2,3	15
Boro	mg/l	2	-	-	2,05	3,2	2	-	-	1,36	2,9	3	-	-	1,1	1,3
Cobre	mg/l Cu	2	-	-	0,038	0,05	2	-	-	0,017	1,36	3	-	-	0,02	0,09
Manganês	mg/l Mn	2	-	-	<0,017	0,04	2	-	-	<0,02	<0,04	3	-	-	<0,019	2,2
Zinco	mg/l Zn	2	-	-	1	1,64	2	-	-	<0,01	<0,04	3	-	-	0,15	0,53
Antimônio	mg/l Sb	2	-	-	<0,001	0,1	2	-	-	<0,001	<0,001	3	-	-	<0,02	<0,02
Níquel	mg/l Ni	-	-	-	-	-	2	-	-	0,085	0,16	3	-	-	0,09	0,2
Selênio	mg/l Se	2	-	-	<0,003	<0,02	2	-	-	<0,001	<0,001	2	-	-	<0,02	<0,02
Cálcio	mg/l Ca	2	-	-	104	218	2	-	-	116	473	2	-	-	196	2 406
Magnésio	mg/l Mg	2	-	-	44	212	2	-	-	0,49	173	2	-	-	192	496
AOX	mg/l	2	-	-	0,12	0,76	2	-	-	<0,1	0,1	2	-	-	0,4	1,2
Potássio	mg/l K	4	-	-	100	500	-	-	-	-	-	2	-	-	125	700
Sódio	mg/l Na	-	-	-	-	-	2	-	-	417	1 205	2	-	-	1 153	1 454

Quadro 5.2 (continuação) – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado bruto no período de 2006 a 2008.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO BRUTO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2006					2007					2008				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
pH	Escala de Sorensen	12	7,5	0,2	7,2	7,9	12	7,9	0,3	7,3	8,4	12	7,6	1	74	8,1
Condutividade	µS/cm a 20°C	12	14 177	2 669	11 340	19 290	12	15 193	2 496	11 980	19 330	12	13 623	5 000	352	20 100
CQO	mg/l O ₂	12	1 438	1 974	450	6 048	12	2 708	2 101	706	6 528	12	1 454	553	847	2 974
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	12	608	261	150	1076	12	639	136	440	838	12	555	182	247	824
Cloretos	mg/l Cl	12	2 329	663	1 568	3 674	12	4 918	7 764	678	29 191	12	2 247	909	1 036	4 478
Azoto total	mg/l N	12	896	646	463	2 774	12	731	269	402	1 132	12	857	490	60	1 412
Fósforo total	mg/l P	12	0,3	0,2	0,07	0,88	12	2,6	4,8	0,18	14,7	12	9,3	16,3	0,87	60
SST	mg/l	12	70,2	33	23	146	12	77,2	49,5	29	196	12	70,8	62,2	26	214
CBO ₅	mg/l O ₂	12	470	498	30	1 935	12	381	453	140	1800	12	277	128	40	520
Óleos e Gorduras	mg/l	12	6	5	<0,1	17,6	12	9	3	<1	25	12	4	2	<1,5	25
Óleos minerais	mg/l	12	1	0,8	<0,3	3,1	12	3	1	<1	18	12	2	5	0,2	18
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	12	16,1	20,4	0,2	66	12	35,3	32,9	0,2	112	12	12,7	11,3	0,3	34
Nitratos	mg/l NO ₃	12	16	15	6,2	60	12	21	3	13	45	12	55	44	1,7	145
Ferro	mg/l Fe	12	3,2	2,5	0,99	6,6	12	9,9	4,7	5	18,7	12	4	3	0,68	9,1
Crômio VI	mg/l Cr (VI)	4	-	-	<0,01	<0,04	4	-	-	<0,01	<0,04	4	-	-	<0,01	<0,01
Carbonatos/bicarbonatos	mg/l CaCO ₃	4	-	-	5 620	8 850	4	-	-	6 325	8 203	4	-	-	2 640	5 200
Cianetos	mg/l CN	4	-	-	0,009	0,014	4	-	-	<0,005	0,009	4	-	-	<0,01	0,03
Arsénio	mg/l As	4	-	-	<0,05	0,07	4	-	-	0,05	0,06	4	-	-	0,06	0,09
Cádmio	mg/l Cd	4	-	-	<0,002	<0,002	4	-	-	<0,002	<0,002	4	-	-	<0,002	<0,002
Crômio	mg/l Cr	4	-	-	<0,1	0,22	4	-	-	0,19	0,29	4	-	-	0,23	0,45

Quadro 5.2 (continuação) – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado bruto no período de 2006 a 2008.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO BRUTO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2006					2007					2008				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
Mercúrio	mg/l Hg	4	-	-	<0,0002	<0,0002	4	-	-	<0,0001	<0,0002	4	-	-	<0,0002	0,0003
Chumbo	mg/l Pb	4	-	-	<0,01	<0,01	4	-	-	<0,01	0,02	4	-	-	<0,01	0,01
COT	mg/l	4	-	-	70	276	2	-	-	260	676	4	-	-	260	1 400
Fluoretos	mg/l F	4	-	-	<0,2	<0,6	2	-	-	<0,5	<0,5	4	-	-	<0,02	0,5
Nitritos	mg/l NO ₂	4	-	-	0,09	3,49	2	-	-	0,41	5,59	4	-	-	0,7	3,6
Sulfatos	mg/l SO ₄	4	-	-	30	660	2	-	-	44	76	4	-	-	37,4	553,9
Sulfuretos	mg/l S	4	-	-	0,77	2,74	2	-	-	0,62	2,66	4	-	-	4,52	17,67
Alumínio	mg/l Al	4	-	-	<0,036	1,93	2	-	-	<0,11	1,6	4	-	-	<0,095	1,6
Bário	mg/l Ba	4	-	-	0,2	1,1	2	-	-	0,52	0,65	4	-	-	0,33	1,3
Boro	mg/l	4	-	-	0,9	2,98	2	-	-	1	1,7	4	-	-	0,3	3,8
Cobre	mg/l Cu	4	-	-	<0,01	0,02	2	-	-	0,01	0,03	4	-	-	0,01	0,05
Manganês	mg/l Mn	4	-	-	0,091	0,88	2	-	-	0,062	1,13	4	-	-	<0,005	1,3
Zinco	mg/l Zn	4	-	-	0,05	0,23	2	-	-	0,09	0,13	3	-	-	0,13	0,27
Antimônio	mg/l Sb	4	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	<0,02	<0,02	4	-	-	<0,02	<0,02
Níquel	mg/l Ni	4	-	-	0,05	0,18	2	-	-	0,12	0,15	4	-	-	0,13	0,19
Selênio	mg/l Se	2	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	<0,02	<0,02
Cálcio	mg/l Ca	2	-	-	271	681	2	-	-	-	-	2	-	-	76,1	224,8
Magnésio	mg/l Mg	2	-	-	104	255	2	-	-	-	-	2	-	-	10,7	141,3
AOX	mg/l	2	-	-	<0,1	0,8	2	-	-	-	-	2	-	-	1,2	3,6
Potássio	mg/l K	2	-	-	24	500	-	-	-	118	1 900	2	-	-	1 057	1 755
Sódio	mg/l Na	-	-	-	48	372	2	-	-	-	-	2	-	-	658,4	1 822

Da confrontação dos valores médios dos parâmetros pH, CQO, CBO₅, azoto amoniacal e COT obtidos para o lixiviado da AMCAL com os valores da composição típica das águas lixivantes em aterros antigos e constantes do Quadro 5.3, é possível classificar o lixiviado gerado a partir do ASIVR como estabilizado.

Quadro 5.3 – Composição típica das águas lixivantes em aterros estabilizados.

COMPOSIÇÃO TÍPICA DO LIXIVIADO EM ATERROS ESTABILIZADOS			
COMPARAÇÃO DOS VALORES ESPERADOS			
PARÂMETROS	Tchobanoglous <i>et al</i> , 1993	El-Fadel, Findikakis e Leckie, 1997	Levy e Cabeças, 2006
	Intervalo de Valores	Intervalo de Valores	Intervalo de Valores
pH	6,6 – 7,5	7 – 7,5	5, 3 – 8,5
CQO (mg/l)	100 – 500	1000 - 5000	2 000 – 45 000
CBO ₅ (mg/l)	100 – 200	50 - 1000	500 – 5 000
Azoto amoniacal (mg/l)	20- 40	50 - 200	300 – 3 000
Cloretos (mg/l)	100 – 400	-	100 – 3 000
COT (mg/l)	80 – 160	-	1 300 – 20 000
Fósforo total	5 – 10	-	1 – 70
SST (mg/l)	100 – 400	-	200 – 1 000
Nitratos (mg/l)	5- 10	-	5 – 40
Alcalinidade em CaCO ₃ (mg/l)	200 – 1000	-	1 000 – 10 000
Dureza total em CaCO ₃ (mg/l)	200 -500	-	300 – 10 000
Cálcio (mg/l)	100 – 400	300 - 500	200 – 3 000
Magnésio (mg/l)	50 – 200	100 - 500	50 – 1 500
Potássio (mg/l)	50 -400	100 - 500	200 – 2 000
Sódio (mg/l)	100 – 200	100 - 500	200 – 2 000
Sulfatos (mg/l)	20 – 50	50 - 200	100 – 1 500
Ferro (mg/l)	20 – 200	100 - 500	50 – 600

A análise do parâmetro condutividade eléctrica permite analisar o grau de estabilização da matéria orgânica depositada em aterros para resíduos (POHLAND, 1985; ROBINSON, 1986; BENJAFIELD, 1980 e HAM *et al.*, 1982). A condutividade reflecte a concentração de sais dissolvidos, sendo esta uma característica intrínseca dos lixiviados.

Segundo QASIM E CHIANG (1994), os valores típicos de condutividade presentes em lixiviados de aterros com idade até um ano, variam entre 600 a 9 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, os quais tendem a decrescer à medida que se verifica uma estabilização da matéria orgânica.

Os valores médios de condutividade registados entre 2003 e 2008 são muito superiores aos valores acima mencionados. Tal facto, pode dever-se ao incremento proveniente do lixiviado novo, originado a partir da exploração de novos patamares do aterro sanitário. A mistura do lixiviado novo com o lixiviado antigo na lagoa de regularização, pode estar na base da variabilidade dos valores registados ao longo dos programas de monitorização realizados.

A CQO é um dos parâmetros com maior relevância na caracterização da composição do lixiviado produzido em aterros destinados a resíduos, sendo também um parâmetro de referência na avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento aplicáveis a este tipo de efluente. Constituindo a CQO uma medida da quantidade de matéria orgânica que pode ser oxidada quimicamente, é utilizada como indicador do estado de degradação da massa de resíduos em aterro, onde valores elevados são típicos de aterros jovens e valores baixos são característicos de aterros antigos (VILAR e CARVALHO, 2003).

À medida que ocorre a degradação dos resíduos depositados em aterro ao longo do tempo, as concentrações registadas dos parâmetros CBO_5 e CQO diminuem, sendo esta tendência mais significativa ao nível do parâmetro CBO_5 , uma vez que a CQO incorpora o valor relativo à matéria orgânica dificilmente biodegradável. Os valores de CQO são geralmente superiores aos valores registados de CBO_5 , havendo uma tendência para esta diferença se acentuar na presença de matéria orgânica resistente aos processos de oxidação biológica.

Os valores obtidos pelos programas de monitorização relativamente ao CQO entre 2003 e 2008 são típicos de um aterro estabilizado de acordo com os valores esperados constantes da literatura da especialidade, sendo que a sua influência nos processos de tratamento biológicos deve ser avaliada conjuntamente com o parâmetro CBO_5 .

A determinação da CBO_5 é a técnica mais comumente utilizada para medir a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente num efluente, avaliando a quantidade de oxigénio consumida na estabilização da matéria orgânica carbonatada, através de processos bioquímicos.

Pela observação dos valores médios apresentados no Quadro 5.2 é possível constatar uma tendência de diminuição do parâmetro CBO_5 , reflectindo assim o progressivo envelhecimento do aterro sanitário em estudo, bem como a diminuição da eficiência do sistema de tratamento existente.

A relação CBO/CQO constitui um indicador da tratabilidade ou da biodegradabilidade dos efluentes (Metcalf&Eddy, 2003), particularmente aplicada ao tratamento dos lixiviados gerados pelos aterros sanitários.

As características de biodegradabilidade dos lixiviados são influenciadas pela idade do aterro. Assim, em aterros jovens os valores obtidos para a relação CBO/CQO são geralmente iguais ou superiores a 0,5, indicando que a matéria orgânica presente no lixiviado é facilmente biodegradável, sendo aconselhável a aplicação de um processo de tratamento biológico ao efluente. À medida que ocorre o envelhecimento do aterro sanitário a relação CBO/CQO tende a diminuir progressivamente, numa primeira fase podem ser registados valores no intervalo de 0,1 a 0,5, conferindo características ao lixiviado de medianamente biodegradável, até serem alcançados valores inferiores a 0,1 em lixiviados de aterros velhos, sendo estes classificados como de difícil biodegradação.

A relação CBO/CQO tende a diminuir com o envelhecimento do aterro, uma vez que os lixiviados resultantes da sua exploração caracterizam-se por apresentar tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos, os quais contrariamente aos ácidos voláteis não são facilmente biodegradáveis (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

No Quadro 5.4 sistematizam-se os valores médios da relação CBO/CQO registados no período entre 2005 e 2008 para o lixiviado do ASIVR.

Quadro 5.4 - Valores médios obtidos para a relação CBO/CQO no período de 2005 a 2008 para o lixiviado bruto afluente à ETAL de Vila Ruiva.

AValiação das Características de Biodegradabilidade do Lixiviado Bruto				
Relação CBO/CQO 2005 – 2008				
	2005	2006	2007	2008
Relação CBO/CQO	0.08	0.33	0.14	0.19

Pela observação do quadro anterior é possível verificar que o lixiviado gerado no Aterro Sanitário Intermunicipal de Vila Ruiva (ASIVR) apresenta valores para a relação CBO/CQO que, segundo a bibliografia da especialidade lhe conferem características de um lixiviado de difícil biodegradabilidade, condicionando assim a eficiência do tratamento biológico existente.

Valores entre 0,05 e 0,2 para a relação CBO/CQO, comuns em aterros antigos, indicam baixa degradabilidade do lixiviado, indiciando a ocorrência de fenómenos de recalcitrância de determinados compostos (Santos et al., 2003).

Segundo SILVA (2002), à dificuldade de degradação de determinados compostos químicos associa-se o termo "recalcitrância". Assim, como os microrganismos são os principais responsáveis pelos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, a menor eficiência destes constitui um indício da ocorrência de substâncias recalcitrantes no efluente, sendo exemplo os compostos húmicos.

A determinação do parâmetro Carbono Orgânico Total (COT), permite avaliar a concentração de carbono orgânico total presente num determinado efluente (Metcalf & Eddy, 2003), e através da relação CQO / COT é possível inferir qual o grau de estabilização do lixiviado gerado a partir de um aterro.

Assim, a relação CQO/COT é inversamente proporcional à idade do aterro, em que os valores típicos registados podem variar entre os 3,3 para aterros relativamente jovens (de 2 a 5 anos), e 1,16 para aterros com idade superior a 10 anos de exploração (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993).

A diminuição da relação acima mencionada tem como reflexo a presença crescente em solução de formas oxidadas de carbono orgânico, as quais não se encontram prontamente disponíveis como fonte de energia necessária ao desenvolvimento microbiano.

A relação CQO/COT não foi determinada em virtude do número reduzido de determinações do parâmetro COT, não permitindo desta forma efectuar médias representativas e compará-las com as médias de CQO.

As formas mais comuns de azoto em efluentes residuais são o amoníaco (NH_3), ião amónio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), óxido nitroso (N_2O), azoto molecular (N_2).

Na generalidade dos casos estudados da composição química dos lixiviados gerados a partir de aterros destinados a resíduos, a forma predominante de azoto é o azoto amoniacal, situação que se verifica também pela análise do histórico das campanhas de monitorização do lixiviado afluente à ETAL de Vila Ruiva, comprovando igualmente o estado de estabilização do efluente.

Os valores relativamente elevados de azoto amoniacal presentes no lixiviado podem ser a consequência da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos azotados, conduzido este processo a elevadas concentrações de amoníaco (Oliveira & Mota, 1998; IM et al., 2000; Ilies & Mavinic, 2001).

As elevadas concentrações de amoníaco presentes nos lixiviados afluentes às estações de tratamento podem constituir uma limitação à sua eficiência, uma vez que a solubilidade deste elemento torna difícil a sua remoção apenas numa única etapa. No entanto, a sua presença é benéfica para o desenvolvimento de processos microbiológicos, dado constituir uma fonte de azoto e actuar como tampão às alterações de pH do meio.

Contrariamente ao elemento azoto, os aterros sanitários geralmente apresentam baixas concentrações de fósforo. Os valores obtidos ao longo das campanhas de monitorização demonstram esse facto e estão em sintonia com os valores típicos esperados para os aterros destinados a resíduos.

À medida que decorre a estabilização da massa de resíduos em aterro, ocorre uma progressiva diminuição da concentração de fósforo nos lixiviados produzidos (Castilhos, 1993).

Os valores médios de fósforo obtidos no período em análise encontram-se dentro do intervalo dos valores típicos dos lixiviados estabilizados.

Relativamente aos valores médios de cloretos registados no período em análise estão dentro da faixa dos valores típicos esperados para um aterro com as características do ASIVR, registando-se no entanto picos de concentração deste parâmetro ao longo do tempo.

A pesquisa dos cloretos nas águas lixiviantes é um indicador importante, uma vez que o aumento da concentração deste parâmetro pode constituir um factor limitante ao desenvolvimento dos processos de tratamento por via biológica, devido ao seu efeito osmótico sobre os microrganismos.

Através da análise de carbonatos e bicarbonatos nas águas lixiviantes é possível avaliar a capacidade do meio resistir a alterações de pH, uma vez que estes elementos funcionam como tampão, tornando a solução resistente a alterações de pH motivadas pela adição de ácidos.

Assim, elevados valores de alcalinidade são indicadores de que o meio apresenta uma elevada resistência a alterações de pH, tornando-o próximo da neutralidade, factor importante para a maximização da eficiência do tratamento anaeróbio dos lixiviados.

No caso específico dos lixiviados gerados pela exploração de aterros destinados a resíduos, a alcalinidade total está intimamente relacionada com as concentrações registadas de azoto amoniacal, uma vez que o amoníaco é detectado geralmente sob a forma de bicarbonato de amónio.

Este parâmetro pode ser utilizado como forma de confirmar se as águas lixiviantes se encontram na fase metanogénica, uma vez que quanto maior o seu valor, mais intensa é a transformação da matéria orgânica em CO₂ e, consequentemente em bicarbonatos (Giordano, 2003).

Os valores obtidos para o parâmetro alcalinidade reforçam novamente a classificação de lixiviado estabilizado.

A concentração de metais dissolvidos em lixiviados tende a diminuir à medida que ocorre o envelhecimento do aterro. Tal facto deve-se ao aumento dos valores de pH motivados quer pela ocorrência da fase metanogénica que os caracteriza, quer pelas elevadas concentrações de azoto amoniacal registadas.

Pela análise do Quadro 5.2, é possível verificar que os valores obtidos ao longo do período em análise em termos de metais pesados se encontram dentro do intervalo de valores típicos esperados para um aterro com as características do ASIVR.

5.3 ANÁLISE HISTÓRICA DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO

Apresentam-se seguidamente no Quadro 6.5 os valores médios, desvio padrão, mínimos e máximos dos parâmetros monitorizados mensalmente, obtidos a partir da análise do lixiviado tratado. Relativamente aos parâmetros monitorizados trimestralmente e semestralmente, foram apenas determinados os valores máximos e mínimos registados no período em análise.

A análise dos dados acima mencionados tem por objectivos avaliar a composição média típica do efluente tratado e determinar a eficiência global do sistema de tratamento existente, verificando por um lado a conformidade com o projecto inicial e, por outro, o cumprimento dos Valores Limite de Emissão (VLE) definidos no âmbito da licença de descarga da ETAL.

Quadro 5.5 – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado tratado no período de 2003 a 2005.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO TRATADO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2003					2004					2005				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
pH	Escala de Sorensen	12	8,2	2,5	7,6	8,9	12	8,3	0,2	8,1	8,8	12	8,5	0,7	7,1	9,4
Condutividade	µS/cm a 20°C	12	4 885	1 491	3 880	8 780	12	6 241	2 803	4 010	13 680	12	7 268	3 146	4 440	16 380
CQO	mg/l O ₂	12	446	227	146	869	12	646	417	286	1 322	12	872	830	150	3 238
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	12	62	58	1	202	12	50,4	38,2	9,5	121	12	30	38	0,54	132,2
Cloretos	mg/l Cl	12	1 293	1 244	61	4 636	12	1 079	444	593	1 985	12	1 520	496	958	2 323
Azoto total	mg/l N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	73	77	14	228
Fósforo total	mg/l P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	0,2	0,1	<0,17	0,31
SST	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	66,1	35,3	26	110
CBO ₅	mg/l O ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	76,7	62,2	40	200
Hidrocarbonetos	mg/l	2	-	-	2,8	9,9	2	-	-	<0,8	<1,1	-	-	-	-	-
Óleos e Gorduras	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	4,9	4,3	<0,8	15
Óleos minerais	mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	3,9	2,4	<0,3	15
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	4	-	-	<0,5	<0,5	4	-	-	<0,2	4	12	0,4	0,5	<0,2	1,6
Nitratos	mg/l NO ₃	2	-	-	98	114	2	-	-	84	394	12	7	6	<3	19
Ferro	mg/l Fe	2	-	-	0,24	0,63	2	-	-	0,18	146	12	2,5	4	0,3	12
Crômio VI	mg/l Cr (VI)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	<0,08	<0,08
Carbonatos/bicarbonatos	mg/l CaCO ₃	4	-	-	400	1 300	4	-	-	230	2 810	4	-	-	<1	3020
Cianetos	mg/l CN	4	-	-	<0,01	<0,01	4	-	-	0,005	0,012	4	-	-	0,006	0,011
Arsénio	mg/l As	4	-	-	0,006	0,01	4	-	-	0,006	0,03	4	-	-	0,01	0,05
Cádmio	mg/l Cd	4	-	-	<0,0005	<0,004	4	-	-	<0,0005	<0,002	4	-	-	<0,002	<0,002
Crômio	mg/l Cr	4	-	-	0,015	0,019	4	-	-	0,019	0,15	4	-	-	0,02	0,05

Quadro 5.5 (continuação) – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado tratado no período de 2003 a 2005.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO TRATADO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2003					2004					2005				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
Mercúrio	mg/l Hg	4	-	-	<0,0002	<0,0006	4	-	-	<0,0002	<0,0002	4	-	-	<0,0002	<0,0002
Chumbo	mg/l Pb	4	-	-	<0,002	<0,005	4	-	-	<0,001	<0,01	4	-	-	<0,01	<0,01
COT	mg/l	2	-	-	95	192	2	-	-	135	330	3	-	-	69	250
Fluoretos	mg/l F	2	-	-	<0,52	10	2	-	-	<0,3	0,38	3	-	-	<0,15	<0,29
Nitritos	mg/l NO ₂	2	-	-	0,033	0,782	2	-	-	<0,1	1 260	3	-	-	0,08	0,68
Sulfatos	mg/l SO ₄	2	-	-	28	29	2	-	-	9	39	3	-	-	9	162
Sulfuretos	mg/l S	2	-	-	<0,02	0,15	2	-	-	0,93	0,9	3	-	-	0,13	4,98
Alumínio	mg/l Al	2	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	<0,02	0,08	3	-	-	<0,1	0,11
Bário	mg/l Ba	2	-	-	0,1	0,434	2	-	-	0,25	0,68	3	-	-	0,11	0,36
Boro	mg/l	2	-	-	1,4	5,41	2	-	-	0,71	1,7	3	-	-	0,7	1,1
Cobre	mg/l Cu	2	-	-	<0,01	<0,013	2	-	-	0,012	0,71	3	-	-	<0,01	0,02
Manganês	mg/l Mn	2	-	-	<0,017	<0,017	2	-	-	<0,02	<0,04	3	-	-	<0,019	0,17
Zinco	mg/l Zn	2	-	-	<0,05	<0,09	2	-	-	<0,01	0,14	3	-	-	0,02	0,04
Antimônio	mg/l Sb	2	-	-	0,01	0,03	2	-	-	<0,001	<0,001	3	-	-	<0,02	<0,02
Níquel	mg/l Ni	-	-	-	-	-	2	-	-	0,055	0,16	3	-	-	0,06	0,08
Selênio	mg/l Se	2	-	-	<0,003	<0,02	2	-	-	<0,001	<0,001	2	-	-	<0,02	<0,02
Cálcio	mg/l Ca	2	-	-	56	102	2	-	-	88	208	2	-	-	84	541
Magnésio	mg/l Mg	2	-	-	39	129	2	-	-	15,6	247	2	-	-	123	396
AOX	mg/l	2	-	-	0,04	0,32	2	-	-	<0,1	0,1	2	-	-	0,5	1,5
Potássio	mg/l K	4	-	-	80	500	-	-	-	-	-	2	-	-	160	400
Sódio	mg/l Na	-	-	-	-	-	2	-	-	377	1 253	2	-	-	652	1 504

Quadro 5.5 (continuação) – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado tratado no período de 2006 a 2008.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO TRATADO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2006					2007					2008				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
pH	Escala de Sorensen	12	8,5	0,7	7,1	9,5	12	8,7	0,7	6,9	9,5	12	8,6	0,9	6,6	9,4
Condutividade	µS/cm a 20°C	12	6 433	3 730	725	15 540	12	8 722	2 577	4 400	11 750	12	8 559	1 331	1 109	13 850
CQO	mg/l O ₂	12	606	162	357	814	12	882	240	382	1 341	12	877	299	410	1 329
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	12	119	90	17	282	12	79	59	11	194	12	24	35	2	122
Cloretos	mg/l Cl	12	1 697	597	1 261	2 035	12	4 451	7 727	1 161	28 791	12	2 067	715	922	3 040
Azoto total	mg/l N	12	177	129	34	285,6	12	104	38	47	177	12	111	82	2,5	253,2
Fósforo total	mg/l P	12	0,15	0,09	<0,004	0,36	12	1,3	2,1	<0,08	5,7	12	6,6	7,1	0,17	25
SST	mg/l	12	67,8	99,4	18	338	12	74,9	59,6	21	233	12	82,2	77,3	31	290
CBO₅	mg/l O ₂	12	98	68,4	40	250	12	92	78,3	6	250	12	153,8	216,7	20	793
Óleos e Gorduras	mg/l	12	3,4	1,1	<0,8	3,5	12	7	4	<1	17	12	2	3	<1,5	12
Óleos minerais	mg/l	12	0,5	0,3	<0,3	4,7	12	2	3	<1	7,8	12	1,5	2,2	0	2,7
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	12	0,2	0,1	<0,1	0,8	12	0,3	5,1	0,1	18	12	0,4	0,6	0,1	2,4
Nitratos	mg/l NO ₃	12	8	6	<0,7	21	12	24	20	4	57	12	22	20	10	77
Ferro	mg/l Fe	12	0,55	0,29	0,1	1,06	12	2,64	1,96	0,17	5,29	12	2,9	1,8	0,47	11
Crômio VI	mg/l Cr (VI)	4	-	-	<0,01	<0,04	4	-	-	<0,01	<0,04	4	-	-	<0,01	<0,04
Carbonatos/bicarbonatos	mg/l CaCO ₃	4	-	-	2 115	3 240	4	-	-	2 160	2 916	4	-	-	140	3 240
Cianetos	mg/l CN	4	-	-	0,009	0,06	4	-	-	0,005	0,009	4	-	-	0,008	0,065
Arsénio	mg/l As	4	-	-	<0,01	<0,01	4	-	-	0,002	0,004	4	-	-	<0,001	0,04
Cádmio	mg/l Cd	4	-	-	<0,002	<0,002	4	-	-	<0,002	<0,002	4	-	-	<0,002	<0,002
Crômio	mg/l Cr	4	-	-	<0,04	<0,06	4	-	-	0,05	0,12	4	-	-	<0,01	0,2

Quadro 5.5 (continuação) – Tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado tratado no período de 2006 a 2008.

ETAL DE VILA RUIVA																
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS QUALITATIVOS DO LIXIVIADO TRATADO																
PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	2006					2007					2008				
		n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx	n	Média	Desvio Padrão	Min	Máx
Mercúrio	mg/l Hg	4	-	-	<0,0002	<0,0002	4	-	-	<0,0001	<0,0002	4	-	-	<0,0002	<0,0002
Chumbo	mg/l Pb	4	-	-	<0,01	<0,01	4	-	-	<0,01	<0,01	4	-	-	<0,01	<0,01
COT	mg/l	4	-	-	70	276	2	-	-	102	502	4	-	-	163	1 014
Fluoretos	mg/l F	4	-	-	<0,2	<0,6	2	-	-	<0,5	<0,5	4	-	-	<0,2	<0,5
Nitritos	mg/l NO ₂	4	-	-	0,45	1,81	2	-	-	0,11	3,9	4	-	-	0,3	9,2
Sulfatos	mg/l SO ₄	4	-	-	6	37	2	-	-	12	62	4	-	-	25,1	935,8
Sulfuretos	mg/l S	4	-	-	<0,18	3,8	2	-	-	2,2	1,55	4	-	-	1,43	7,3
Alumínio	mg/l Al	4	-	-	<0,036	0,078	2	-	-	<0,11	7,4	4	-	-	<0,095	<0,11
Bário	mg/l Ba	4	-	-	0,13	0,6	2	-	-	0,22	0,27	4	-	-	<0,01	0,3
Boro	mg/l	4	-	-	0,6	1,19	2	-	-	1,1	1,2	4	-	-	0	3,7
Cobre	mg/l Cu	4	-	-	<0,01	0,01	2	-	-	<0,01	0,02	4	-	-	<0,01	0,03
Manganês	mg/l Mn	4	-	-	<0,021	0,45	2	-	-	0,019	0,22	4	-	-	<0,055	1,366
Zinco	mg/l Zn	4	-	-	0,02	0,06	2	-	-	0,02	0,08	3	-	-	<0,02	0,07
Antimônio	mg/l Sb	4	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	<0,02	<0,02	4	-	-	<0,02	<0,02
Níquel	mg/l Ni	4	-	-	0,01	0,09	2	-	-	0,07	0,14	4	-	-	<0,01	0,2
Selênio	mg/l Se	2	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	<0,02	<0,02	2	-	-	<0,02	<0,02
Cálcio	mg/l Ca	2	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2	-	-	43,9	65,4
Magnésio	mg/l Mg	2	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2	-	-	16	69,4
AOX	mg/l	2	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2	-	-	1,3	5,8
Potássio	mg/l K	2	-	-	36	100	-	-	-	74	1 720	2	-	-	988	1 417
Sódio	mg/l Na	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2	-	-	744	1 277

Confrontando os resultados representados no Quadro 5.5 com a licença de descarga é possível verificar que o efluente tratado apresenta problemas ao nível dos parâmetros CBO₅, CQO, SST, azoto total, azoto amoniacal e sulfuretos. O parâmetro ferro, em termos médios, encontra-se no limiar admitido no âmbito da licença de descarga.

Relativamente aos restantes parâmetros, nomeadamente o fósforo, óleos e gorduras e o conjunto dos metais pesados não constituem problema no que respeita ao cumprimento dos Valores Limite de Emissão (VLE) definidos na licença de descarga em meio hídrico.

Nas Figuras 5.1 a 5.6 apresentam-se os gráficos que demonstram a evolução dos valores, máximos, médios e mínimos no período entre 2005 a 2008 dos parâmetros que incorrem em incumprimento, caso se verificasse descarga do efluente em meio hídrico.

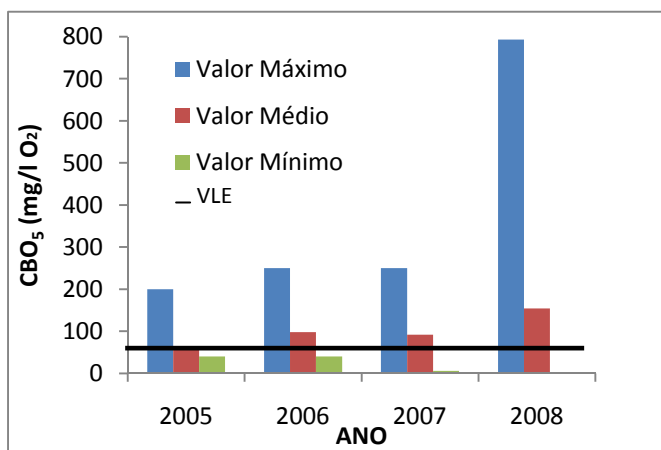


Figura 5.1 – Evolução dos valores paramétricos de CBO₅ entre 2005 e 2008.

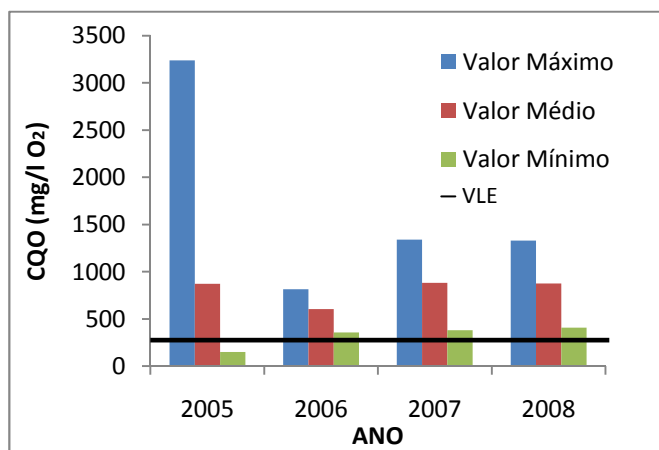


Figura 5.2 – Evolução dos valores paramétricos de CQO entre 2005 e 2008.

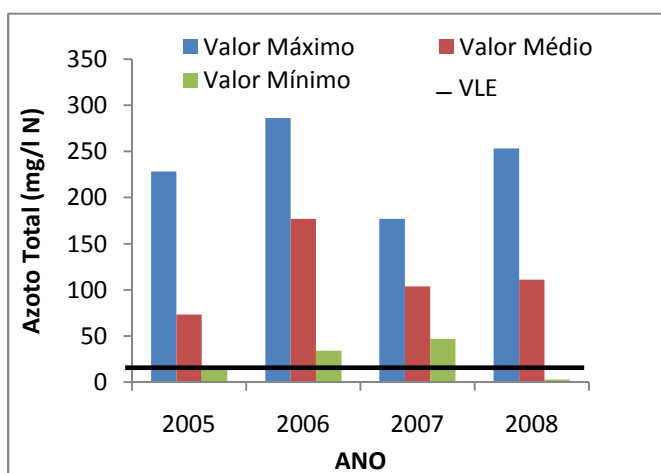


Figura 5.3 – Evolução dos valores paramétricos de Azoto Total entre 2005 e 2008.

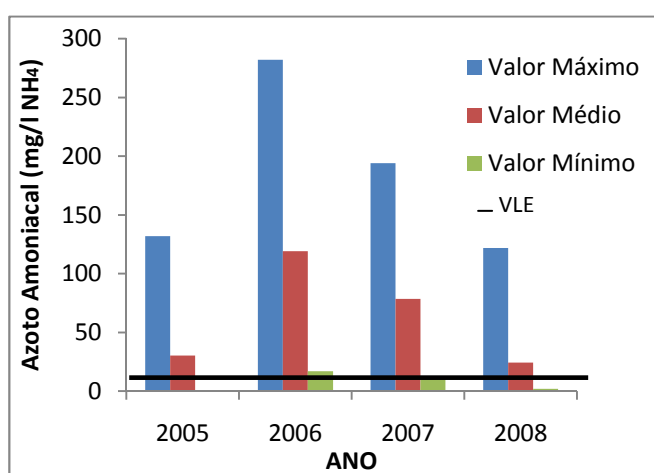


Figura 5.4 – Evolução dos valores paramétricos de Azoto Amoniacal entre 2005 e 2008.

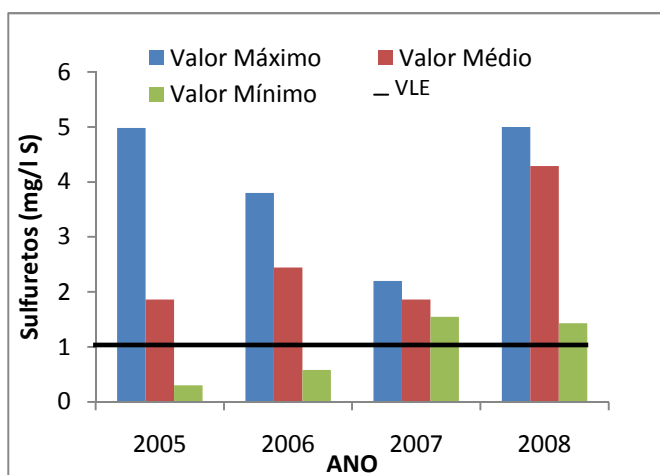


Figura 5.5 – Evolução dos valores paramétricos de Sulfuretos entre 2005 e 2008.

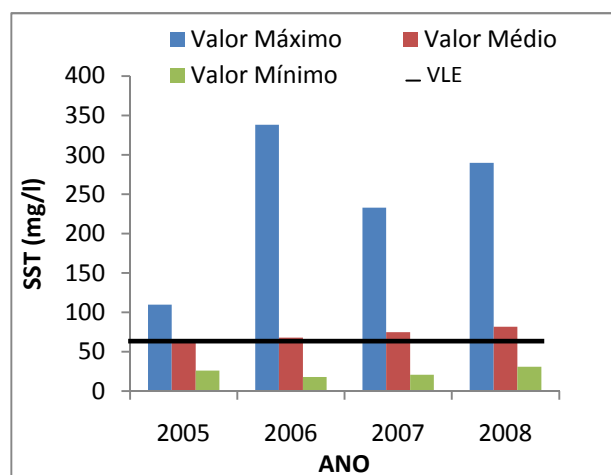


Figura 5.6 – Evolução dos valores paramétricos de Sólidos Suspensos Totais entre 2005 e 2008.

Como é possível observar através dos gráficos acima apresentados, os parâmetros demonstram, em relação ao valor médio, uma tendência de estabilização ao longo do período considerado.

Este facto revela uma persistência da incapacidade do sistema de tratamento existente na remoção dos parâmetros críticos, conduzindo a uma situação de permanente não conformidade.

No Quadro 5.6 sistematizam-se os valores médios do efluente tratado, caracterizado no período entre 2005 a 2008, comparativamente aos VLE estabelecidos no âmbito da licença de descarga.

Quadro 5.6 – Sistematização dos valores médios característicos do efluente tratado no período de 2005 a 2008 e nível de cumprimento da licença de descarga da ETAL.

ETAL DE VILA RUIVA				
LICENÇA DE DESCARGA				
VALORES – LIMITE EXIGIDOS PELO DECRETO – LEI n.º 236/98, de 1 de AGOSTO				
PARÂMETRO	VLE	Valor Médio	n	OBSERVAÇÃO
pH (Escala de Sorensen)	6, 0 – 9, 0	8,6	48	Cumpre
CBO ₅ (mg/l O ₂ , 20°C)	40	75	48	Não cumpre
CQO (mg/l O ₂)	150	809	48	Não cumpre
SST (mg/l)	60	73	48	Não cumpre
Fósforo total (mg/l)	10	2	48	Cumpre
Azoto total (mg/l N)	15	116	48	Não cumpre

Quadro 5.6 (continuação) – Sistematização dos valores médios característicos do efluente tratado no período de 2005 a 2008 e nível de cumprimento da licença de descarga da ETAL.

ETAL DE VILA RUIVA				
LICENÇA DE DESCARGA				
VALORES – LIMITE EXIGIDOS PELO DECRETO – LEI n.º 236/98, de 1 de AGOSTO				
PARÂMETRO	VLE	Valor Médio	n	OBSERVAÇÃO
Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	10	63	48	Não cumpre
Óleos e gorduras (mg/l)	15	4	48	Cumpre
Óleos minerais (mg/l)	15	2	48	Cumpre
Nitratos (mg/l NO ₃)	50	15	48	Cumpre
Fenóis (mg/l C ₆ H ₅ OH)	0,5	0,3	48	Cumpre
Ferro total (mg/l Fe)	2,0	2,0	48	Cumpre
Cianetos totais (mg/L CN)	0,5	<0,6	16	Cumpre
Sulfatos (mg/l SO ₄)	2000	120	16	Cumpre
Sulfuretos (mg/l S)	1,0	3	16	Não cumpre
Alumínio (mg/l Al)	10	<7,4	16	Cumpre
Cobre total (mg/l Cu)	1,0	<0,71	16	Cumpre
Manganês total (mg/l Mn)	2,0	<1,3	16	Cumpre
Arsénio total (mg/l As)	1,0	<0,05	16	Cumpre
Cádmio total (mg/l Cd)	0,2	<0,002	16	Cumpre
Crómio total (mg/l Cr)	2,0	<0,2	16	Cumpre
Mercúrio total (mg/l Hg)	0,05	<0,0002	16	Cumpre
Níquel total (mg/l Ni)	2,0	0,09	16	Cumpre
Chumbo total (mg/l Pb)	1,0	<0,01	16	Cumpre

No que respeita aos valores médios registados de CBO₅ e CQO no efluente final tratado estes revelam a fragilidade do sistema de tratamento existente, uma vez que tendo em consideração a idade do aterro, os processos biológicos como única via de tratamento de lixiviados não se revelam adequados.

No Quadro 5.7 apresentam-se as eficiências médias do sistema de tratamento no que respeita à remoção de matéria orgânica associada aos parâmetros CQO e CBO₅, entre os anos 2005 e 2008.

Quadro 5.7 - Eficiência de remoção média de CBO₅ e CQO pelo sistema de tratamento de lixiviados do ASIVR.

ETAL DE VILA RUIVA								
REMOÇÃO MÉDIA DE CBO ₅ E CQO								
ANÁLISE DO PERÍODO ENTRE 2005 E 2008								
SISTEMA DE TRATAMENTO	2005		2006		2007		2008	
	CQO (mg/l O ₂)	CBO ₅ (mg/l O ₂)	CQO (mg/l O ₂)	CBO ₅ (mg/l O ₂)	CQO (mg/l O ₂)	CBO ₅ (mg/l O ₂)	CQO (mg/l O ₂)	CBO ₅ (mg/l O ₂)
ENTRADA	3 794	287	1 438	470	2 708	381	1 454	277
SAÍDA	872	77	606	98	882	92	877	154
EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO (%)	77	73	58	80	67	76	40	44

Pela observação do quadro anterior é possível verificar uma diminuição gradual da eficiência de remoção dos parâmetros CBO e CQO pelo sistema de tratamento, facto que reforça a dificuldade do sistema de tratamento existente em tratar um lixiviado estabilizado.

Relativamente à remoção de nutrientes, o sistema de tratamento não revela, em termos médios, problemas ao nível do fósforo, situação contrária relativamente ao azoto.

A análise dos dados constantes no Quadro 5.6 permite-nos verificar que os processos de nitrificação/desnitrificação, indispensáveis à remoção de azoto dos efluentes, estão a ocorrer de forma deficitária, não cumprindo os VLE definidos na licença de descarga da ETAL.

De forma a maximizar as eficiências obtidas através da aplicação de um sistema de tratamento biológico de efluentes, particularmente o processo de nitrificação/desnitrificação, é necessário controlar um conjunto de factores como a temperatura, disponibilidade de nutrientes e oxigénio, pH, presença de substâncias tóxicas, os quais afectam o crescimento dos microrganismos no meio (Borsoi et al., 1997).

No Quadro 5.8 apresenta-se a sistematização dos valores de azoto total e amoniacal presentes no lixiviado bruto e tratado, e as respectivas eficiências de remoção.

Quadro 5.8 - Eficiência de remoção média das principais formas de azoto pelo sistema de tratamento de lixiviados do ASIVR.

ETAL DE VILA RUIVA								
REMOÇÃO MÉDIA DE FORMAS DE AZOTO								
ANÁLISE DO PERÍODO ENTRE 2005 E 2008								
SISTEMA DE TRATAMENTO	2005		2006		2007		2008	
	Azoto total ¹ (mg/l N)	Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	Azoto total ¹ (mg/l N)	Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	Azoto total ¹ (mg/l N)	Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	Azoto total ¹ (mg/l N)	Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)
ENTRADA	805	635	896	608	731	639	857	555
SAÍDA	73	30	177	119	104	79	111	24
EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO (%)	90	95	80	80	85	88	87	96

¹ – Segundo o Decreto – Lei n.º 348/98, de 11 de Setembro, relativo à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas em meio aquático, entende-se por azoto total a soma do teor total de azoto determinado pelo método de Kjeldahl (azoto orgânico e amoniacal) com o teor de azoto contido nos nitratos e o teor de azoto contido nos nitritos.

Pela observação dos dados constantes do quadro anterior é possível verificar que apesar das elevadas eficiências de remoção, as concentrações das principais formas de azoto no efluente final tratado, não satisfazem as condições estabelecidas na licença para a descarga do efluente em meio hídrico.

Do conjunto de metais pesados analisados, apenas o ferro constitui potencial problema, uma vez que em termos médios, a concentração presente no efluente tratado é igual ao valor limite estabelecido na respectiva licença de descarga da ETAL.

A solubilidade deste elemento depende de parâmetros como o pH, CO₂ e oxigénio dissolvido no efluente. As relações entre estes parâmetros e o ferro originam variações na sua concentração ao longo de uma massa de água estratificada, particularmente em soluções com pH elevado tendem a aumentar a capacidade de precipitação dos metais nela existentes.

No que respeita ao parâmetro sulfuretos, verifica-se um aumento da sua concentração ao longo do sistema de tratamento, devido possivelmente à redução dos sulfatos a sulfuretos, o que se confirma pela diminuição dos valores de sulfatos entre a entrada e saída do sistema.

O facto do efluente tratado ser descarregado em meio hídrico apenas em situações extremas de pluviosidade ou de paragens na ETAL associadas a actividades de conservação/manutenção, torna particular a sua gestão no âmbito deste sistema. Assim, o lixiviado é retido na estação através de um sistema de bombagem que promove a recirculação do efluente tratado a partir do tanque final para as lagoas arejadas.

As condições climatéricas da região em que se insere, conjuntamente com os métodos de exploração do aterro para resíduos, o sobredimensionamento do sistema de lagoas, e o sistema de recirculação, permitem acomodar os picos de caudal afluente registados no período de Inverno.

Da análise da eficiência global da ETAL de Vila Ruiva ressaltam aspectos importantes como a diminuição acentuada da degradabilidade do lixiviado bruto, a dificuldade do sistema na remoção de nutrientes, principalmente no que respeita ao azoto e a possibilidade de ocorrência de incumprimentos paramétricos, caso o lixiviado tratado fosse descarregado em meio hídrico.

Os resultados obtidos sustentam a necessidade de proceder a uma reabilitação da ETAL existente, bem como a pesquisa de soluções alternativas ou complementares de gestão e tratamento do lixiviado afluente, tendo por objectivo principal o cumprimento dos VLE de descarga em meio hídrico caso necessário.

5.4 ANÁLISE DA CAMPANHA DE MONITORIZAÇÃO 2009

De forma a compreender o desempenho do sistema de tratamento existente, desenvolveu-se um programa de monitorização ao longo dos diferentes órgãos de tratamento, o qual se desenrolou entre Abril e Junho de 2009, de acordo com o definido no Capítulo 4.

No Quadro 5.9 apresentam-se os valores paramétricos médios do lixiviado bruto afluente à ETAL de Vila Ruiva e do lixiviado tratado no período em estudo.

Apenas são apresentados os valores médios dos parâmetros que incorrem em não conformidade com a licença de descarga.

Quadro 5.9 – Características médias do lixiviado afluente à ETAL de Vila Ruiva no período entre Abril e Junho de 2009.

ETAL DE VILA RUIVA				
CARACTERÍSTICAS MÉDIAS DO LIXIVIADO BRUTO				
AMOSTRAGEM ABRIL A JUNHO DE 2009 Vs PLANO DE MONITORIZAÇÃO 2009				
PARÂMETRO	LIXIVIADO BRUTO		LIXIVIADO TRATADO	
	n	VALOR MÉDIO	n	VALOR MÉDIO
pH (Escala de Sorensen)	4	8,5	4	9,0
CBO ₅ (mg/l O ₂ , 20°C)	4	480	4	153
CQO (mg/l O ₂)	4	2 250	4	877
SST (mg/l)	4	380	3	145
Fósforo total (mg/l P)	4	12	4	3,3
Azoto Kjeldahl (mg/l N)	4	416	4	87
Azoto amoniacal (mg/l NH ₄ ⁺)	4	347	4	31

Os valores constantes do quadro acima apresentado reforçam:

- A classificação atribuída ao lixiviado a partir da análise histórica;
- A persistência das não conformidades ao nível da descarga dos parâmetros críticos já anteriormente identificados.

Para a determinação das eficiências médias de remoção nos respectivos órgãos de tratamento e consequente análise, foram considerados os valores médios dos parâmetros expectáveis de serem removidos em cada uma das estruturas de tratamento existentes, obtidos no âmbito da campanha de amostragem desenvolvida entre Abril e Junho de 2009.

No Quadro 5.10 apresentam-se os valores obtidos para os parâmetros CBO₅, CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal, SST e pH à entrada e à saída da lagoa anaeróbia, e as respectivas eficiências de remoção.

Quadro 5.10 – Eficiência de remoção média de CBO₅, CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pela lagoa anaeróbia.

ETAL DE VILA RUIVA			
EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO DECBO ₅ E CQO – LAGOA ANAERÓBIA			
PERÍODO DE ANÁLISE – ABRIL A JUNHO DE 2009			
PARÂMETRO	ENTRADA	SAÍDA	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
CQO (mg/l O ₂)	2 250	1 948	17
CBO ₅ (mg/l O ₂)	480	652	SEM REMOÇÃO
Fósforo (mg/l P)	12	12	SEM REMOÇÃO
Azoto Kjeldahl (mg/l N)	405	374	8
Azoto amoniacal (mg/l NH ₄ ⁺)	254	254	SEM REMOÇÃO
SST (mg/l)	387	479	SEM REMOÇÃO
pH (escala de sorensen)	8,5	8,8	

Pela observação do quadro anterior é possível verificar que a lagoa anaeróbia apresenta actualmente uma baixa eficiência de remoção ao nível do parâmetro CQO e não apresenta remoção do parâmetro CBO₅.

Segundo Ducan Mara (2004), considerando a temperatura média do mês mais frio do ano 10 °C, são expectáveis as eficiências de remoção de CBO₅ entre os 40% a 50%, para efluentes urbanos.

Seria esperado, que a remoção de CBO₅ fosse no mínimo igual à remoção de CQO, o que não se verificou através do estudo realizado.

Podem apontar-se como possíveis causas para a diminuição acentuada da eficiência deste órgão:

- O elevado pH do meio, tendo-se registado em média um valor de 8,7, que é inibidor da actividade das bactérias metanogénicas, fundamentais para que o processo de degradação possa ocorrer;
- A Baixa relação CBO₅/CQO, a qual não favorece o tratamento do lixiviado por processo anaeróbio. Esta relação foi em média, durante o período em análise, de 0,2;
- Elevada condutividade eléctrica;
- Elevada amplitude térmica (pode apenas justificar os resultados obtidos na amostragem realizada em Abril).

É possível observar pelos resultados do quadro anterior que, para além de não ocorrer remoção de SST, a sua concentração à saída da lagoa aumentou. Tal facto pode dever-se possivelmente a fenómenos de ressuspensão do material sedimentado na lagoa, reflectindo-se também nos valores de CBO₅ e Fósforo determinados.

Segundo Ducan Mara (2004), a remoção de matéria orgânica ocorre essencialmente por processos de sedimentação, os quais através da degradação anaeróbia dos sedimentos originam a libertação de gases que ao atravessarem a coluna de água arrastam consigo material orgânico sedimentado.

Relativamente ao parâmetro Azoto Kjeldahl, é possível terem ocorrido essencialmente duas situações:

- Diminuição do seu valor por via do processo de adsorção nos sedimentos (Kadlec e Wallace, 2009);
- O azoto orgânico através do processo de amonificação, foi convertido em azoto amoniacal com a consequente redução da concentração em azoto kjeldahl, no entanto, o incremento que deveria ter ocorrido em azoto amoniacal não se verificou possivelmente por terem ocorrido alguns dos mecanismos que contribuem para a remoção desta forma de azoto, nomeadamente volatilização, uma vez que os valores de pH registados são em torno de 8,8 (Kadlec e Wallace, 2009).

De forma a maximizar o tratamento do lixiviado por via anaeróbia, os valores de pH do lixiviado bruto devem encontrar-se no intervalo de valores compreendido entre 7,0 e 7,2, sendo aceitável que a digestão anaeróbia ocorra entre valores de pH de 6,0 e 8,0. Caso os valores de pH afluente ao órgão de tratamento anaeróbio sejam inferiores a 6,0 ou superiores a 8, deve ocorrer correcção deste parâmetro uma vez que estes valores são inibidores do desenvolvimento das bactérias produtoras de metano (Crites R., Middlebrooks J. e Reed S., 2006).

A determinação da condutividade eléctrica permite analisar o grau de estabilização da matéria orgânica depositada em aterros para resíduos (POHLAND, 1985; ROBINSON, 1986; BENJAFIELD, 1980 e HAM *et al.*, 1982).

A condutividade reflecte a concentração de sais dissolvidos, sendo esta uma característica intrínseca dos lixiviados. Valores elevados de condutividade devem ser evitados devido ao seu efeito negativo sobre o tratamento de lixiviados por via biológica, particularmente no que respeita ao seu efeito osmótico sobre os microrganismos responsáveis pela biodegradação, podendo conduzir à sua morte por desidratação.

Os valores de condutividade eléctrica determinados à entrada do tratamento anaeróbio foram em média de 3 080 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 20°C.

Localizada a jusante da lagoa anaeróbia existe uma lagoa facultativa.

No Quadro 5.11 apresentam-se os valores obtidos para os parâmetros CBO₅, CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal, SST e pH à entrada e à saída da lagoa facultativa, e as respectivas eficiências de remoção.

Quadro 5.11 Eficiência de remoção média de CBO₅, CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pela lagoa facultativa.

ETAL DE VILA RUIVA			
EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO DE CBO ₅ E CQO – LAGOA FACULTATIVA			
PERÍODO DE ANÁLISE – ABRIL A JUNHO DE 2009			
PARÂMETRO	ENTRADA	SAÍDA	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
CQO (mg/l O ₂)	1 948	1 755	10
CBO ₅ (mg/l O ₂)	652	400	39
Fósforo (mg/l P)	12	9	25
Azoto Kjeldahl (mg/l N)	440	417	5
Azoto amoniacal (mg/l NH ₄ ⁺)	222	215	3
SST (mg/l)	479	369	23
pH (escala de sorensen)	8,8	8,7	

Pela observação do Quadro anterior é possível verificar as baixas eficiências de remoção quer de CBO₅ quer de CQO confirmando por um lado, a dificuldade do sistema biológico no tratamento de um lixiviado antigo e por outro, que a presença de compostos de cadeia longa e a toxicidade das substâncias presentes no afluente bruto desestabilizam a comunidade biológica, afectando o seu desempenho na degradação de poluentes existentes no lixiviado.

É possível verificar que ocorreu remoção de SST nesta lagoa, possivelmente por sedimentação, operação típica destes sistemas de tratamento devido aos elevados tempos de retenção hidráulicos registados.

A remoção de fósforo ocorrida pode estar associada à sedimentação da matéria orgânica que contenha este elemento, após assimilação pela biomassa presente.

Relativamente aos parâmetros Azoto Kjeldahl e Azoto Amoniacal, verificou-se uma remoção respectivamente de 5% e 3%, a qual pode dever – se:

- Ao processo de adsorção nos sedimentos e,
- Ao processo de amonificação seguido de volatilização do azoto amoniacal e assimilação por microrganismos e fitoplâncton.

No Quadro 5.12 apresentam-se os valores obtidos para os parâmetros CBO₅, CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal, SST e pH obtida pelo tratamento do lixiviado nas duas lagoas arejadas existentes, e as respectivas eficiências de remoção.

Quadro 5.12 – Eficiência de remoção média de CBO₅, CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pelas lagoas arejadas.

ETAL DE VILA RUIVA			
EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO DECBO ₅ E CQO – LAGOAS AREJADAS			
PERÍODO DE ANÁLISE – ABRIL A JUNHO DE 2009			
PARÂMETRO	ENTRADA	SAÍDA	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
CQO (mg/l O ₂)	1 755	580	70
CBO ₅ (mg/l O ₂)	400	68	83
Fósforo (mg/l P)	9	4	56
Azoto Kjeldahl (mg/l N)	417	80	80
Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	215	21	90
SST (mg/l)	369	62	83
pH (escala de sorensen)	8,7	8,7	

Os valores médios de remoção de CBO₅ e CQO obtidos no âmbito da campanha para as lagoas arejadas, confirmam o melhor desempenho do tratamento aeróbio relativamente ao anaeróbio na degradação da matéria orgânica presente num lixiviado estabilizado.

Os lixiviados com características antigas são constituídos de uma maneira geral por matéria orgânica refractária estável, frequentemente de peso molecular elevado e por isso com elevada resistência ao tratamento em condições anaeróbias (Chiang e Vale, 1977 *vide* Mcbean *et al.*, 1995).

As eficiências de remoção de CBO_5 expectáveis encontram-se entre os 60% e os 90% (Qasim e Chiang, 1994), pelo que as eficiências obtidas por esta etapa do tratamento biológico se encontram dentro do intervalo de valores esperados para as lagoas arejadas.

Contrariamente ao esperado, verificou-se uma elevada percentagem de remoção de SST nas lagoas arejadas. Sendo o arejamento destas lagoas feito por ciclos, este resultado pode estar associado ao facto da colheita da amostra ter sido efectuada no intervalo entre ciclos de arejamento.

Constata-se que ocorreu remoção de azoto amoniacal e azoto orgânico, provavelmente devido à ocorrência de processos de volatilização, amonificação, assimilação e nitrificação.

No Quadro 5.13 apresentam-se os valores obtidos para os parâmetros CBO_5 , CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal, SST e pH pelas lagoas de macrófitas, e as respectivas eficiências de remoção.

Quadro 5.13 – Eficiência de remoção média de CBO_5 , CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST pelas lagoas macrófitas.

ETAL DE VILA RUIVA			
EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO SST – LAGOAS DE MACRÓFITAS			
PERÍODO DE ANÁLISE – ABRIL A JUNHO DE 2009			
PARÂMETRO	ENTRADA	SAÍDA	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
CQO (mg/l O_2)	580	877	SEM REMOÇÃO
CBO_5 (mg/l O_2)	68	153	SEM REMOÇÃO
Fósforo (mg/l P)	4	4	SEM REMOÇÃO
Azoto Kjeldahl (mg/l N)	80	86	SEM REMOÇÃO
Azoto amoniacal (mg/l NH_4)	21	30	SEM REMOÇÃO
SST (mg/l)	62	145	SEM REMOÇÃO
pH (escala de sorensen)	8,7	9,0	

No que respeita à matéria orgânica (CBO e CQO) verificou-se um aumento dos valores paramétricos, o que está de acordo com o referido por Kadlec e Wallace, 2009. Assim, este facto pode dever-se a:

- Libertação da matéria orgânica que se encontra agregada à matriz de suporte ou material de enchimento do leito de plantas;
- Ocorrência de processos de senescência das plantas.

Os resultados evidenciam ainda que não ocorreu remoção de nutrientes (fósforo e azoto), contrariamente ao que era expectável. Este facto pode estar associado:

- Ao reduzido número de plantas presentes em cada uma das lagoas;
- O escoamento na segunda lagoa de macrófitas ser em superfície livre ao invés de ser do tipo sub – superficial como o previsto em projecto, não permitindo desta forma que ocorra a penetração de oxigénio em quantidade suficiente para que se verifique a remoção de nutrientes (Kadlec e Wallace, 2009).

5.5 COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA REAL COM A PREVISTA EM PROJECTO

De forma a determinar a eficiência da estação de tratamento de lixiviados e compará-la com a eficiência prevista em projecto foram tidas em consideração as eficiências médias de remoção dos parâmetros CQO, CBO5, SST, Azotos (total e amoniacal) e Fósforo resultantes da análise do conjunto dos resultados históricos dos programas de monitorização entre 2005 e 2008 e da campanha de amostragem realizada em 2009.

A análise centra-se particularmente sobre estes parâmetros uma vez que:

- Correspondem aos parâmetros de dimensionamento do sistema de tratamento, sendo expectável que exista remoção ao longo dos diferentes órgãos;
- Correspondem ao conjunto de parâmetros que sistematicamente não cumprem os VLE estabelecidos pela licença de descarga.

Tendo em consideração os níveis de qualidade do efluente final estabelecidos pela licença de descarga, foram determinadas as eficiências de remoção necessárias ao nível do sistema de tratamento para a prossecução de tais objectivos de qualidade.

No Quadro 5.14 sistematizam-se os resultados obtidos nas diferentes análises mencionadas anteriormente.

Quadro 5.14 – Análise das eficiências médias globais do sistema de tratamento.

ETAL DE VILA RUIVA			
ANÁLISE DAS EFICIÊNCIAS MÉDIAS GLOBAIS DE REMOÇÃO (%)			
PARÂMETRO	EFICIÊNCIA HISTÓRICA 2003 - 2008	EFICIÊNCIA CAMPANHA DE MONITORIZAÇÃO	EFICIÊNCIA DE PROJECTO
CQO	51	61	99
CBO ₅	59	68	99
Fósforo	61	73	99
Azoto total	79	79	83
Azoto amoniacal	88	91	90
SST	38	79	-

Pela observação dos dados constantes do quadro anterior é possível verificar que as eficiências de remoção médias obtidas pela análise do conjunto dos valores obtidos através das campanhas de monitorização são próximos dos valores obtidos pela campanha de amostragem realizada em 2009.

Este facto, tal como o demonstrado anteriormente, têm repercussões ao nível das não conformidades registadas ao longo dos anos de exploração da ETAL de Vila Ruiva.

No Quadro 5.15 apresenta-se o número de não conformidades registadas no período entre 2005 e 2008, relativamente aos parâmetros que sistematicamente apresentam não conformidades com os VLE estabelecidos na licença de descarga em meio hídrico.

Quadro 5.15 – Número de não conformidades registados no período entre 2005 a 2008 para os parâmetros CQO, CBO₅, Azoto total, Azoto amoniacal e SST.

ETAL DE VILA RUIVA								
NÚMERO DE NÃO CONFORMIDADES ENTRE 2005 E 2008								
PARÂMETRO	2005		2006		2007		2008	
	n Total	Não Conformidades	n Total	Não Conformidades	n Total	Não Conformidades	n Total	Não Conformidades
CQO	12	11	12	10	12	12	12	12
CBO ₅	12	8	12	8	12	7	12	9
SST	12	4	12	4	12	6	12	7
Azoto total	12	12	12	12	12	12	12	11
Azoto amoniacal	12	12	12	12	12	12	12	7
Sulfuretos	3	1	4	3	3	3	4	4

Fonte: Relatórios de exploração do Aterro Sanitário de Vila Ruiva correspondentes aos anos entre 2005 a 2008.

Pela observação do Quadro anterior regista-se a persistência das não conformidades dos parâmetros analisados ao longo dos últimos 4 anos de exploração com a licença de descarga, reforçando a dificuldade do sistema de tratamento em tratar o lixiviado estabilizado gerado a partir do ASIVR.

Em síntese, pode-se afirmar que o sistema de tratamento existente revela dificuldades nos processos de remoção da matéria orgânica, dado o seu nível de estabilização, nos processos de nitrificação e desnitrificação essenciais para a remoção do nutriente azoto e nos processos de remoção de sólidos suspensos totais por sedimentação.

Paralelamente as condições de funcionamento deficiente do sistema de lagunagem favorecem a conversão de sulfatos em sulfuretos, de tal forma que sistematicamente este parâmetro se encontra não conforme com o VLE definido para descarga.

Nas Figuras 5.7 a 5.11 apresentam-se os gráficos com a evolução das eficiências médias ao longo do período entre 2005 e 2008, comparativamente com eficiência necessária para alcançar as características de qualidade do efluente final necessários ao cumprimento da licença de descarga.

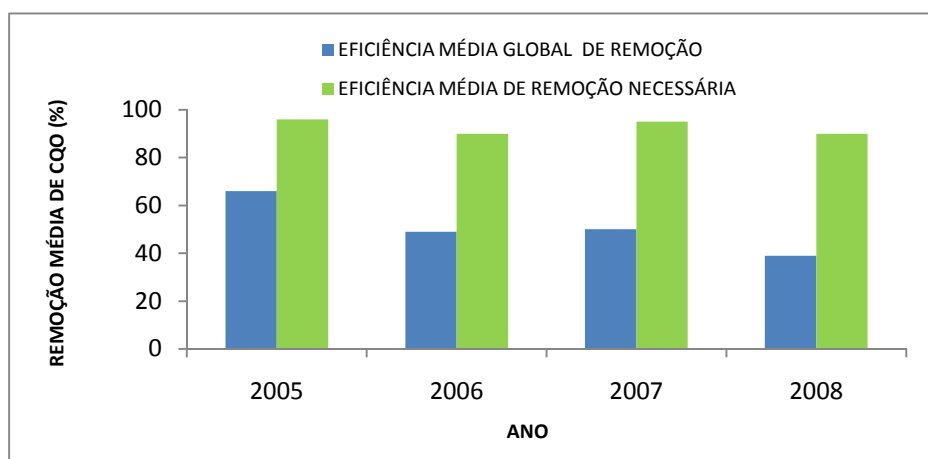


Figura 5.7 – Evolução da eficiência média de remoção de CQO entre 2005 e 2008 vs eficiência necessária.

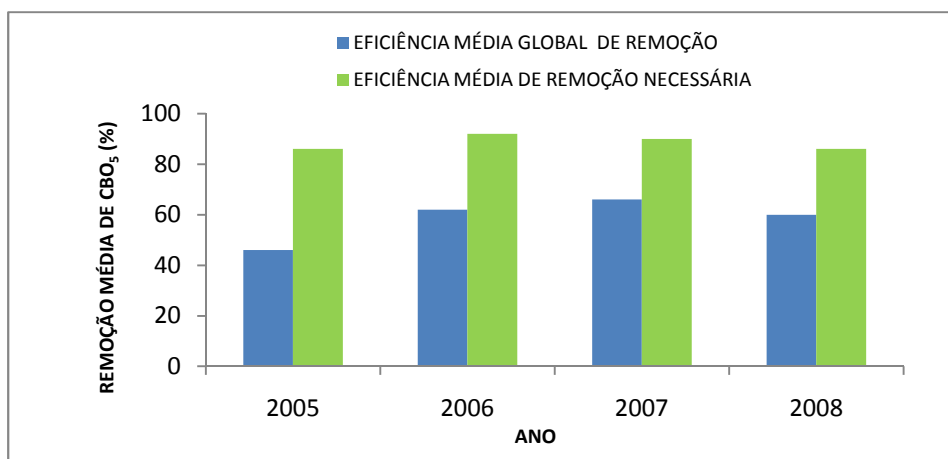


Figura 5.8 – Evolução da eficiência média de remoção de CBO₅ entre 2005 e 2008 vs eficiência necessária.

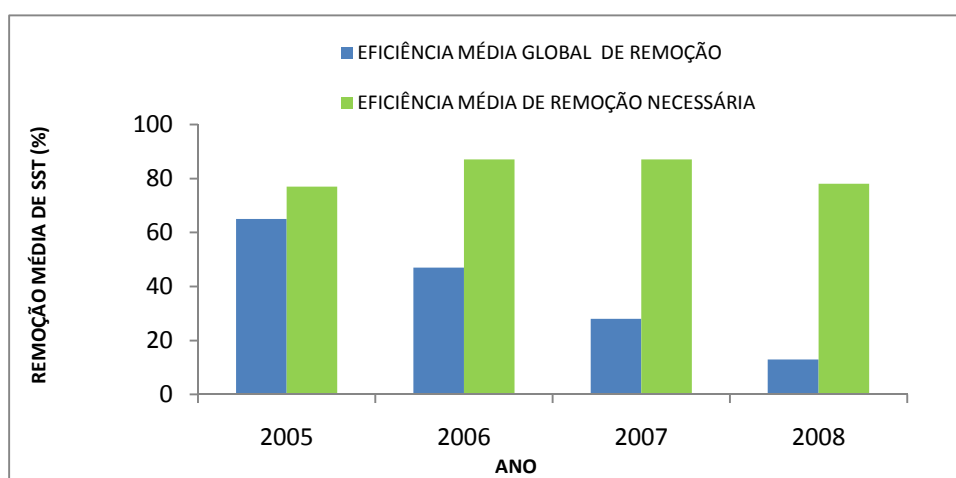


Figura 5.9 – Evolução da eficiência média de remoção de SST entre 2005 e 2008 vs eficiência necessária.

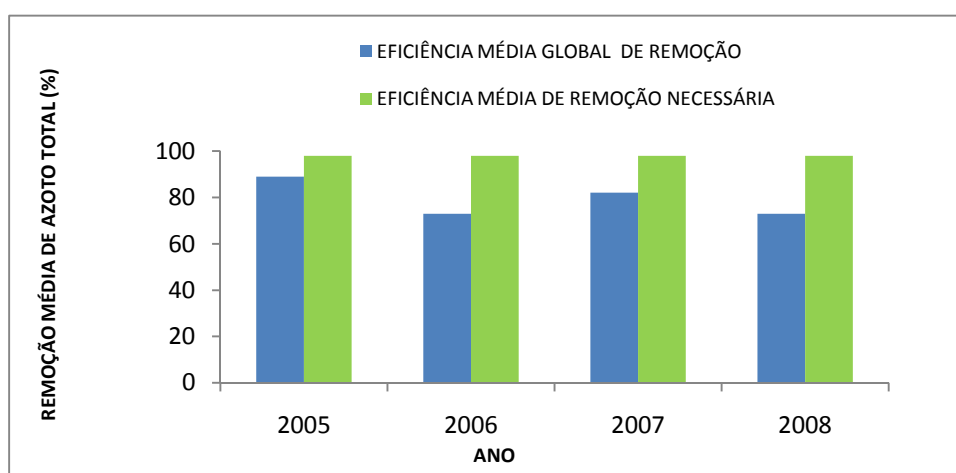


Figura 5.10 – Evolução da eficiência média de remoção de Azoto Total entre 2005 e 2008 vs eficiência necessária.

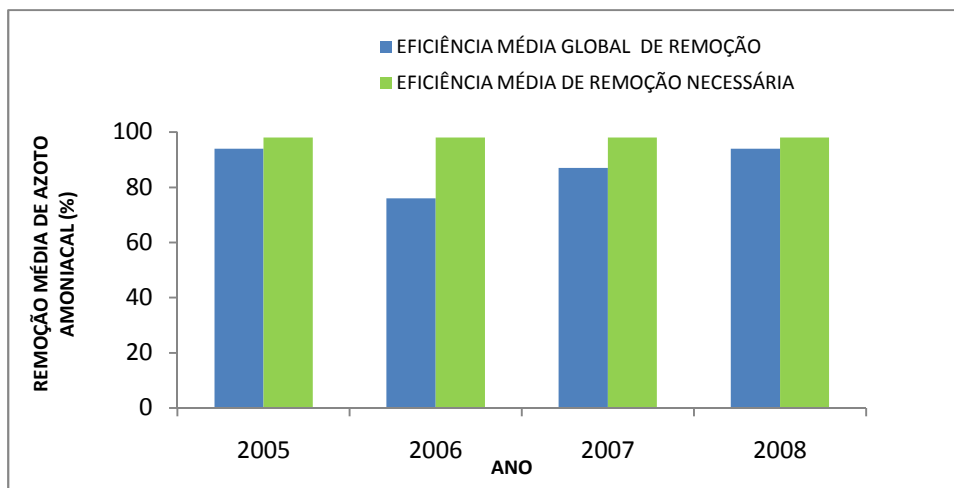


Figura 5.11 – Evolução da eficiência média de remoção de Azoto Amoniacal entre 2005 e 2008 vs eficiência necessária.

Pela observação das figuras anteriores é possível constatar que existe uma tendência de estabilização do sistema de tratamento no que respeita à sua capacidade de remoção de matéria orgânica.

Face às características típicas apresentadas por um lixiviado estabilizado, nomeadamente no que respeita à baixa relação CBO/CQO registada, o sistema de tratamento existente no ASIVR encontra-se dentro dos valores expectáveis para a remoção de matéria orgânica.

Relativamente aos parâmetros azoto total e azoto amoniacal, apesar de se registarem eficiências de remoção significativas pelo sistema de tratamento de lixiviados existente, os elevados valores presentes no efluente bruto implicam eficiências de remoção superiores a 98% de forma a cumprir os VLE constantes da licença de descarga.

No que respeita aos SST, é possível verificar uma diminuição acentuada na eficiência de remoção pelo sistema existente face à eficiência necessária de forma a cumprir o VLE que permita a descarga em meio hídrico.

6. ESTUDO DE REABILITAÇÃO DA ETAL DE VILA RUIVA

6.1 ENQUADRAMENTO

A elevada variabilidade dos parâmetros físico-químicos que caracterizam a composição dos lixiviados gerados nos aterros destinados a resíduos, tem reflexos nas eficiências obtidas nos sistemas de tratamento existentes e na sua operacionalização, sendo condição necessária que as infra-estruturas definidas para o tratamento destes efluentes sejam flexíveis e consigam amortizar as variações em termos qualitativos e quantitativos dos lixiviados produzidos.

Pela análise dos dados apresentados ao longo desta dissertação é possível concluir que as eficiências de remoção obtidas pelo sistema de tratamento de lixiviados existente na ETAL de Vila Ruiva, não são suficientes para que o efluente final cumpra os objectivos de qualidade legalmente estabelecidos.

A reabilitação da ETAL de Vila Ruiva constitui um aspecto essencial uma vez que:

- O sistema de tratamento foi concebido para tratar o lixiviado na fase acidogénica do aterro, tendo - se verificado após análise histórica da qualidade do afluente que este já se encontra na fase metanogénica, resultando daí uma redução gradual das eficiências ao nível do tratamento;
- Em caso de necessidade de descarga em meio hídrico, o actual sistema de tratamento não cumpre os VLE previstos na respectiva licença.

Das soluções técnicas estudadas e aplicadas ao tratamento de lixiviados, pode-se afirmar que de maneira geral, nenhuma delas actuando isoladamente, é capaz de tratar um efluente com um carácter tão complexo como é o caso águas lixiviantes.

No âmbito desta dissertação serão apresentadas soluções que respondam às exigências de tratamento do lixiviado no horizonte temporal entre 2010 e 2025, integrando os conceitos de eficiência económica e eficácia ambiental.

6.2 ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO

6.2.1 CAUDAL

O volume e a intensidade com que ocorre a formação de lixiviados dependem como referido no Capítulo 1, de um conjunto de factores, os quais introduzem elevada variabilidade e incerteza na estimativa associada à produção expectável.

Para a estimativa do caudal de lixiviados afluente à ETAL de Vila Ruiva foi utilizado o método do Balanço Hídrico, tendo sido igualmente verificada a consistência da aplicabilidade das fórmulas de Turc, no cálculo da evapotranspiração da região do Alvito e consequente determinação do caudal médio diário de lixiviados produzidos. Os valores de caudal estimados pela aplicação destas metodologias no âmbito do projecto da ETAL de Vila Ruiva foram respectivamente, 18,3 m³/dia e 13,4 m³/dia.

No entanto, a equipa responsável pelo projecto definiu como caudal de dimensionamento da ETAL, 50 m³/dia. A opção por este valor teve por base a elevada variabilidade das características quantitativas e qualitativas demonstradas pelos lixiviados, existindo a necessidade por parte dos projectistas em assegurar um grande factor de segurança no dimensionamento destas infra – estruturas.

De forma a quantificar o volume diário de lixiviados produzidos no ASIVR, a AMCAL instalou em 2005 um caudalímetro que monitoriza em contínuo os valores de entrada na estação.

No Quadro 6.1 sistematiza-se a informação relativa (i) os valores registados pelo caudalímetro relativos ao volume de lixiviados afluente à estação de tratamento (ii) o caudal máximo diário (iii) o caudal mínimo diário (iv) o caudal médio diário e o (v) número de dias com o volume superior ao de projecto (50 m³/dia) no período entre 2005 a 2008.

Quadro 6.1 – Sistematização da informação técnica relativa à produção de lixiviados pelo ASIVR.

ETAL DE VILA RUIVA				
SISTEMATIZAÇÃO DE INFORMAÇÃO TÉCNICA RELATIVA À PRODUÇÃO DE LIXIVIADOS				
PERÍODO DE ANÁLISE – 2005 A 2008				
PÂRAMETRO	2005	2006	2007	2008
Caudal Total Anual (m ³ /ano)	1 921	1 976	3 646	4 951
Caudal Máximo Diário Afluente (m ³ /dia)	111	46	79	91
Caudal Mínimo Diário (m ³ /dia)	0,7	1,4	1,4	0,3
Caudal Médio Diário (m³/dia)	6	8	11	14
Número de dias com caudal superior ao valor de projecto (50 m ³ /dia)	7	0	6	21

Os dados apresentados evidenciam um aumento gradual da produção de lixiviados a partir do ASIVR, facto que poderá estar associado à exploração do aterro, nomeadamente no que respeita à gestão das operações de compactação da massa de resíduos bem como o tipo e o nível da sua cobertura.

Observa-se ainda que os valores de caudal registados tendem a aproximar-se dos valores obtidos através da metodologia de cálculo aplicada na estimativa de produção de lixiviados, sendo no entanto muito distantes do valor considerado no dimensionamento da ETAL de Vila Ruiva.

Embora não existam valores reais relativos à afluência das águas de serviço, nomeadamente águas de lavagem e águas residuais sanitárias, apresenta-se no Quadro 7.2 uma estimativa relativa ao caudal afluente à lagoa de regularização destes efluentes, tendo por base os consumos de água da rede pública registados ao longo do período entre 2005 a 2008, e considerando um coeficiente de afluência à rede igual a 0,8.

Quadro 6.2 – Sistematização da informação técnica relativa à produção de águas de serviço afluentes à ETAL de Vila Ruiva.

ETAL DE VILA RUIVA			
SISTEMATIZAÇÃO DE INFORMAÇÃO TÉCNICA RELATIVA À PRODUÇÃO MÉDIA DE EFLUENTES DE SERVIÇO (m ³ /dia)			
PERÍODO DE ANÁLISE – 2005 A 2008			
2005	2006	2007	2008
4,4	3,2	5,1	7,2

Fonte: Relatório Ambiental Anual do ASIVR 2008

Assim, o caudal médio diário afluente ao sistema de tratamento corresponde ao somatório do caudal médio de lixiviados e dos efluentes de serviço, e que se apresenta no Quadro 6.3.

Quadro 6.3 – Sistematização da informação técnica relativa ao caudal afluente à ETAL de Vila Ruiva

ETAL DE VILA RUIVA								
SISTEMATIZAÇÃO DE INFORMAÇÃO TÉCNICA RELATIVA AO CAUDAL MÉDIO AFLUENTE À ETAL DE VILA RUIVA (m ³ /dia)								
PERÍODO DE ANÁLISE – 2005 A 2008								
ORIGEM	2005	%	2006	%	2007	%	2008	%
ATERRO SANITÁRIO	6	60	8	73	11	69	14	67
EFLUENTES DE SERVIÇO	4	40	3	27	5	31	7	33
TOTAL (m ³ /dia)	10	100	11	100	16	100	21	100

Os dados demonstram que os efluentes de serviço contribuem com cerca de 30% para o total do caudal afluente ao sistema de tratamento. Tal facto poderá contribuir para que o lixiviado monitorizado, não apresente de forma tão acentuada as características qualitativas típicas de um lixiviado proveniente de um aterro na fase de estabilização.

Apesar do nível de desempenho dos processos de tratamento biológico existentes não ser suficiente para alcançar os objectivos de qualidade desejados para o efluente final, seria expectável que este fosse ainda mais reduzido caso não se verificasse a mistura das águas lixivantes com as águas de serviço.

Se por um lado, o facto do dimensionamento do sistema de tratamento ter admitido um volume afluente muito superior ao que na realidade se verifica, tem permitido uma maior flexibilidade na exploração da ETAL, particularmente no que respeita à capacidade de encaixe de afluências muito significativas no período de maior pluviosidade, por outro, tem consequências negativas ao nível dos processos de tratamento, nomeadamente no cumprimento dos tempos de retenção definidos para cada um dos órgãos existentes.

Em termos de estimativa de caudal afluente à ETAL de Vila Ruiva nos próximos anos, é previsível:

- Que ocorra um aumento do caudal nos próximos 3 a 4 anos, sobretudo motivado pela evolução dos consumos de água da rede pública para fins sanitários e de lavagens diversas, e a sua consequente afluência à estação;
- Que ocorra uma estabilização do caudal nos anos seguintes, dado que o desvio de resíduos urbanos do aterro para a futura estação de tratamento mecânico e biológico permitirá um melhor controlo das operações de exploração desta infraestrutura, traduzindo-se possivelmente numa contínua redução da produção de lixiviados, o permitirá atenuar a tendência crescente de produção de efluentes de serviço.

Em termos globais, pode-se estimar que nos próximos anos o caudal médio diário afluente à ETAL tenderá a estabilizar em torno de valores no intervalo entre os 25 m³ e os 30 m³, sendo que a fracção de águas residuais de serviço tenderá a aproximar-se dos valores de lixiviado provenientes, podendo vir a representar entre 35% a 40% do total do caudal afluente ao sistema de tratamento.

6.2.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO – QUÍMICAS DO LIXIVIADO A TRATAR

O estudo das características qualitativas do lixiviado a tratar, bem como a estimativa da sua evolução, constitui um factor decisivo para uma correcta definição das soluções técnicas de tratamento alternativas e/ou complementares a adoptar no âmbito da reabilitação da ETAL de Vila Ruiva, bem como das estratégias de exploração do sistema a implementar.

No Quadro 6.4 apresentam-se os valores paramétricos típicos dos aterros para resíduos com idade de exploração superior a 10 anos, resultantes de uma revisão bibliográfica efectuada, bem como os intervalos máximos e mínimos determinados através dos programas de monitorização, realizados no período entre 2005 e 2008.

A análise realizada contempla os parâmetros que sistematicamente têm vindo a apresentar não conformidades com os valores limite definidos pela licença de descarga da ETAL, e o parâmetro Ferro total que se encontra no limiar permitido legalmente (ver Capítulo 5).

Quadro 6.4 – Comparação dos valores paramétricos obtidos nas campanhas de monitorização entre 2005 e 2008, com os valores típicos constantes da bibliografia para aterros sanitários com idade superior a 10 anos.

COMPOSIÇÃO TÍPICA DO LIXIVIADO EM ATERROS COM IDADE SUPERIOR A 10 ANOS			
COMPARAÇÃO DOS VALORES ESPERADOS Vs INTERVALO DE VALORES REAIS DETERMINADOS			
PARÂMETROS	Tchobanoglous <i>et al</i> , 1993	El-Fadel, Findikakis e Leckie, 1997	AMCAL 2005 - 2008
	Intervalo de Valores	Intervalo de Valores	Intervalo de Valores
pH	6,6 – 7,5	7 – 7,5	6,9 – 8,5
CQO (mg/l)	100 – 500	1000 - 5000	450 – 5403
CBO ₅ (mg/l)	100 – 200	50 - 1000	20 – 500
Azoto amoniacal (mg/l)	20- 40	50 - 200	247 – 1076
Fósforo total(mg/l)	5 – 10	-	<0,17 – 60
SST (mg/l)	100 – 400	-	23 – 436
Ferro (mg/l)	20 – 200	100 - 500	0,27 – 180
Sulfatos (mg/l)	20 – 50	50 - 200	30 – 660

Em termos de estimativa das características físico – químicas do efluente a tratar nos próximos anos na ETAL de Vila Ruiva, é previsível:

- Que se acentuem as características típicas dos lixiviados provenientes de um aterro em fase de estabilização, nomeadamente no que respeita aos valores de CQO, CBO₅, com os reflexos esperados em termos de relação CBO/CQO, Azoto amoniacal, Fósforo e SST;
- Que a maior afluência expectável de águas residuais de serviço contribua para a diluição das características típicas de um lixiviado estabilizado, tornando o efluente a tratar menos concentrado em termos de poluentes.

No âmbito do estudo e proposta de soluções alternativas e/ou complementares para a reabilitação da ETAL do ASIVR, será tida em consideração a situação mais desfavorável em termos de qualidade do efluente bruto.

No Quadro 6.5 apresenta-se uma estimativa da composição físico – química do lixiviado a tratar na ETAL de Vila Ruiva na situação mais desfavorável.

São igualmente apresentadas as eficiências necessárias a alcançar pelo sistema de tratamento a implementar, de formar a cumprir os objectivos de qualidade definidos no âmbito da licença de descarga.

Quadro 6.5 – Estimativa da composição físico – química do lixiviado a tratar pela ETAL de Vila Ruiva até ao final do período de exploração do ASIVR.

COMPOSIÇÃO FÍSICA – QUÍMICA EXPECTÁVEL			
PERÍODO DE REFERÊNCIA: 2010 – 2025			
PARÂMETROS	INTERVALO DE VALORES ESPERADOS EFLUENTE BRUTO	VLE	INTERVALO DE EFICIÊNCIAS NECESSÁRIAS (%)
pH	6,6 – 8,5	6,9 – 9	-
CQO (mg/l)	300 -1 200	150	50 - 88
CBO₅ (mg/l)	60 - 500	40	60 - 92
Relação CBO/CQO	≤ 0,2	-	-
Azoto amoniacal (mg/l)	200 - 1 500	10	95 - 99
Fósforo total (mg/l)	5 – 60	3	40 – 95
SST (mg/l)	100 – 500	69	30 - 90
Ferro (mg/l)	20 – 300	2	90 - 99

6.3 ESTUDOS DE TRATABILIDADE

Foram aplicados estudos de tratabilidade, baseados em processos físico-químicos, aos lixiviados do ASIVR, no período de Outubro de 2007 a Outubro de 2008 (Afonso, A., 2009), num total de seis amostragens espaçadas no tempo: Outubro e Novembro de 2007, Abril, Junho, Julho e Outubro de 2008. Os resultados obtidos encontram-se resumidos no Quadro 6.6.

Tais estudos, consistiram na aplicação de vários agentes coagulantes/precipitantes ao lixiviado bruto, de forma a determinar qual o mais eficaz na remoção da matéria orgânica e a otimizar parâmetros como o pH, bem como calcular a concentração do agente coagulante ou precipitante a aplicar, ou a sequência dos dois.

Estudos aplicados por Carvalho (2006), a lixiviados estabilizados provenientes do Aterro Sanitário de Badajoz, demonstraram que a aplicação de uma etapa por precipitação ácida a pH cerca de 2, permitia alcançar remoções de matéria orgânica na ordem de 30 a 40%.

A aplicação do mesmo tipo de tratamentos aos lixiviados do ASIVR, não mostrou qualquer eficácia. No entanto, a precipitação a pH básico, cerca de 12, com adição de cal, permitiu alcançar percentagens de remoção média de CQO, de 60%. Resultados semelhantes obtiveram *Renou* no seu estudo em 1998.

Este processo não se mostrou eficaz apenas na remoção de matéria orgânica CBO₅, CQO e TOC (valores entre os 60 e 70%), mas apresenta percentagens médias relativamente elevadas para o fósforo (81%) e na ordem dos 50% para todas as formas de azoto.

Salienta-se que o reduzido gasto com reagentes decorrentes da sua operacionalização, é uma das suas vantagens (a cal é significativamente mais barata relativamente aos agentes coagulantes), acrescendo o facto de produzir lamas bastante desidratadas e com elevada sedimentabilidade, minimizando assim os custos associados ao seu transporte.

Acrescenta-se ainda o facto de se obterem remoções de SST muito consideráveis, bem como do parâmetro cor.

No Quadro 6.6 apresentam-se os resultados obtidos nos estudos de tratabilidade efectuados ao lixiviado do ASIVR.

Quadro 6.6 - Sistematização dos resultados obtidos nos estudos de tratabilidade aplicados aos lixiviados do ASIVR (Afonso, A., 2009).

SÍNTESE DOS RESULTADOS DOS ESTUDOS DE TRATABILIDADE											
PERÍODO DE REFERÊNCIA: OUTUBRO DE 2007 A OUTUBRO DE 2008											
Parâmetro	LIXIVIADO BRUTO				LIXIVIADO TRATADO COM CAL				% DE REMOÇÃO		
	n	Min	Max	Média	n	Min	Max	Média	Min	Máx.	Média
pH	6	7,7	8,4	8,1	6	13,0	13,3	13,2	-	-	-
CBO5	5	150	900	492	6	50	300	190	40	100	70
CQO	6	1202	1903	1473	6	391	741	573	41	71	60
TOC	5	502	903	662	4	166	359	247	53	60	59
CBO5/CQO	6	0,13	0,47	0,33	6	0,07	058	0,33	-	-	-
CQO/TOC	5	2,4	2,1	2,44	5	2,36	2,06	2,31	-	-	-
Azoto Kjeldhal	6	168	551	385	6	22,30	359	198	30	92	50
Azoto amoniacal	6	106	393	211	6	7,70	282	137	20	98	53
Fósforo	6	8	45	134	6	0,76	9,7	3,4	43	98	81
Cloretos	6	1331	2396	1952	6	1686	2733	1821	*	*	*
Dureza	6	1686	2733	2186	6	612	2707	1645	0	72,36	31,2
Nitritos	6	0,13	0,47	0,32	6	0,06	0,15	0,11	1	78	40
Nitratos	5	5,94	28,64	16,62	5	1,46	32,16	7,64	69	94	55

*Não foram observadas remoções deste parâmetro

Apesar de a precipitação básica com cal, apresentar excelentes remoções de matéria orgânica, azoto e fósforo, o efluente resultante deste processo não apresenta ainda características de qualidade que permitam realizar a sua descarga em meio hídrico.

A aplicação do coagulante cloreto de ferro revelou ser a melhor solução para a obtenção de remoções adicionais da matéria orgânica, bem como de fósforo e azoto.

Novamente, o sobrenadante obtido ainda não apresenta características de descarga, pelo que o estudo da aplicação de Carvão Activado em Pó (CAP), na operação de coagulação/floculação permitiu obter resultados satisfatórios, originando um efluente com características próximas das normas de descarga e com boa biodegradabilidade (como mostra o valor de 0,5 obtido para a relação CBO/CQO).

No Quadro 6.7 apresenta-se a sistematização dos resultados obtidos nos estudos de tratabilidade aplicados ao lixiviado do ASIVR, por Afonso (2009).

Quadro 6.7 - Sistematização dos resultados obtidos nos estudos de tratabilidade aplicados aos
lixiviados do ASIVR (Afonso, A., 2009).

PARÂMETRO	LIXIVIADO TRATADO COM Cal + FeCL ₃				% REMOÇÃO			LIX. TRATADO COM Cal + FeCL ₃ + Carvão				% REMOÇÃO		
	n	Min.	Max	Média	Min	Max	Média	n	Min	Max	Média	Min	Max	Média
pH	6	6,54	7,1	7,0	-	-	-	6	6,5	7,1	7,0		-	-
CBO ₅	5	50	200	100	40	100	70	6	50	200	100	*	*	*
CQO	6	295	868	465	40	84	68	6	104	300	228	80	91	86
TOC	5	61	299	136	70	92	84	6	3,87	102	49,8	83	99	94
CBO ₅ /CQO	-	0,16	0,23	0,21	0,17	0,34	0,24	6	0,48	0,67	0,44	-	-	-
CQO/TOC	-	4,84	2,90	3,42	0,34	4,82	3,44	6	6,9	2,94	4,58	-	-	-
Azoto Kjeldhal	-	-	-	-	-	-	-	6	12	323	143	41	94	58
Azoto amoniacal	-	-	-	-	-	-	-	6	5,15	263	107	33	97	59
Fósforo	-	-	-	-	-	-	-	6	0,74	3,65	2,50	68	100	88
Cloretos	-	-	-	-	-	-	-	6	2645	3515	2932	-	-	-
Dureza	-	-	-	-	-	-	-	6	730	1709	928	-	-	-
Nitritos	-	-	-	-	-	-	-	6	0,02	0,16	0,08	71	100	83
Nitratos	-	-	-	-	-	-	-	6	0,65	47,38	2,8	70	98	87

*Verificou-se um aumento deste parâmetro

Assim, os estudos de tratabilidade apresentados constituem um importante contributo para a reabilitação da ETAL de Vila Ruiva, apontando possíveis sequências de processos unitários que permitam a descarga do efluente tratado em linha de água.

As alternativas serão apresentadas no subcapítulo seguinte.

6.4 PROPOSTAS DE SOLUÇÕES ALTERNATIVAS / COMPLEMENTARES DE TRATAMENTO

As soluções técnicas que em seguida se apresentam, têm por objectivo a reabilitação da ETAL de Vila Ruiva, envolvendo a recuperação do sistema de tratamento existente, de forma a maximizar o seu desempenho, bem como a introdução de operações unitárias e estratégias de encaminhamento, que sustentados por estudos de viabilidade económica, possam responder às exigências actuais e futuras no que respeita à gestão dos lixiviados produzidos pelo ASIVR.

SOLUÇÃO 1

Esta solução integra os seguintes aspectos:

- Proceder à remoção das lamas das lagoas anaeróbia e facultativa, e avaliar o seu comportamento futuro em termos de remoção de matéria orgânica (CBO₅ e CQO), e Sólidos por processos de sedimentação;
- Instalar um sistema de correcção do pH no lixiviado afluente à lagoa anaeróbia, para que este parâmetro apresente valores entre os 6.5 a 7,5, gama favorável ao desenvolvimento dos processos de degradação por via anaeróbia;
- Instalar sondas de oxigénio nas lagoas arejadas, de forma a monitorizar a quantidade disponível deste elemento no sistema. Este parâmetro é de extrema importância na maximização da eficiência dos processos de tratamento em lagoas arejadas, uma vez que o teor em oxigénio dissolvido deverá estar compreendido entre os 2 mg/L e os 4 mg/L (Coelho, 1998 e Metcalf & Eddy, 2003);
- Recuperar as lagoas de macrófitas, através da sua replantação e alteração do tipo do escoamento, de forma a tornar possível a remoção de nutrientes, SST e alguma matéria orgânica.

ALTERNATIVA 1.A

Assumindo que nas lagoas arejadas existentes a montante das macrófitas ocorreu o processo de nitrificação, convertendo o azoto amoniacal em nitratos, esta solução passa por alterar os escoamentos actuais existentes nas duas lagoas de plantas, de acordo com o esquema apresentado nas Figuras 6.1 e 6.2, de forma a promover a remoção do nutriente azoto do efluente.

Lagoa de Macrófitas 1

O escoamento nesta lagoa será do tipo sub – superficial vertical, que arrasta consigo oxigénio para o meio, possibilitando as condições necessárias à conversão dos nitratos a nitritos e destes a azoto molecular gasoso, dando desta forma continuidade ao processo de nitrificação iniciado nas lagoas arejadas.

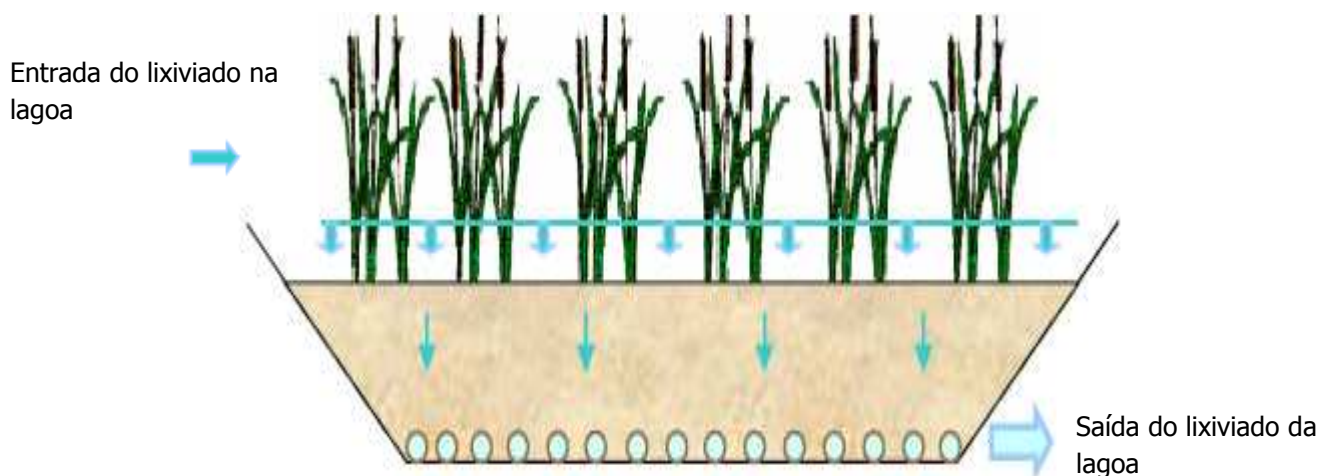


Figura 6.1 – Escoamento sub – superficial a implementar na primeira lagoa de macrófitas (adaptado de Silvestre. A e Jesus. M, 2006).

É expectável que ocorra remoção dos nutrientes azoto e fósforo por assimilação pelas plantas.

Na saída do efluente para a segunda lagoa de macrófitas devem ocorrer as seguintes modificações:

- Desactivar o sistema de cascata existente, uma vez que esta estrutura promove a oxigenação do lixiviado, sendo desta forma expectável uma diminuição considerável da eficiência de tratamento a observar na lagoa de macrófitas a jusante;
- Ligar as duas lagoas por meio de tubagem, por onde o efluente será encaminhado, havendo a necessidade de se estudar a necessidade de injeção de uma fonte de carbono orgânico (dador de electrões) externa, de forma a auxiliar o processo de desnitrificação. Segundo Kadlec e Wallace (2009), o processo pode ocorrer nas lagoas sem necessidade de uma fonte de carbono externa, uma vez que as plantas tem a capacidade de utilizar o carbono existente no efluente no processo e por outro lado, estas tem capacidade de libertar carbono suficiente para o meio para que ocorra a desnitrificação.

Lagoa de Macrófitas 2

Na Figura 6.2 apresenta-se a proposta para alteração do regime do escoamento na segunda lagoa de macrófitas, que deve ser do tipo superfície livre horizontal.

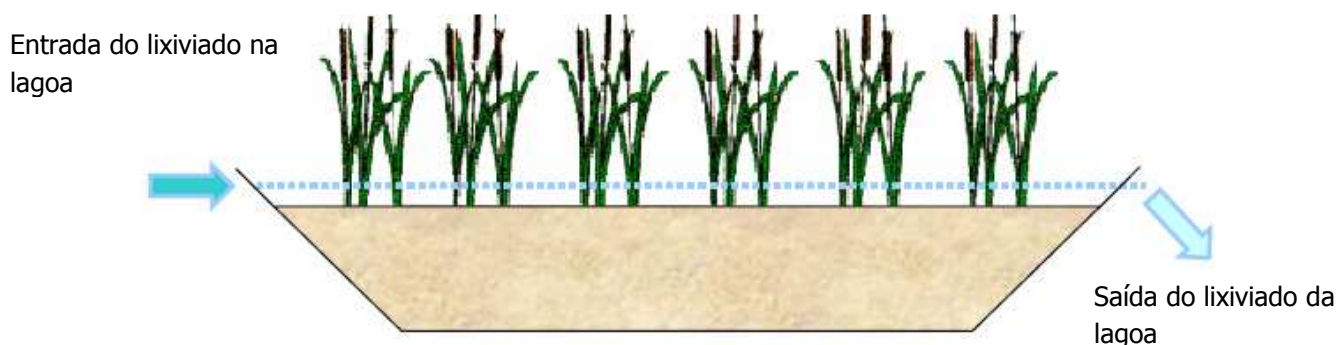


Figura 6.2 – Escoamento em superfície livre horizontal a implementar na segunda lagoa de macrófitas (adaptado de Silvestre. A e Jesus. M, 2006).

Com as condições de anaerobiose proporcionadas pelo escoamento apresentado anteriormente é expectável que ocorra a passagem de nitratos a azoto molecular.

Relativamente ao nutriente fósforo é igualmente expectável que ocorra a sua remoção por assimilação pelas plantas.

ALTERNATIVA 1.B

A alternativa tem por base as recomendações apresentadas por Levy (2006) no Estudo *Diagnóstico de Funcionamento das Estações de Tratamento de Águas Lixivantes e Definição das Acções para a sua Beneficiação*.

O estudo acima mencionado, prevê que a desnitrificação seja feita na lagoa facultativa existente, através da criação de condições anóxicas e da adição de uma fonte de carbono externa (metanol) que favoreça a ocorrência deste processo.

Na Figura 6.3 apresenta-se esquematicamente a alternativa descrita anteriormente.

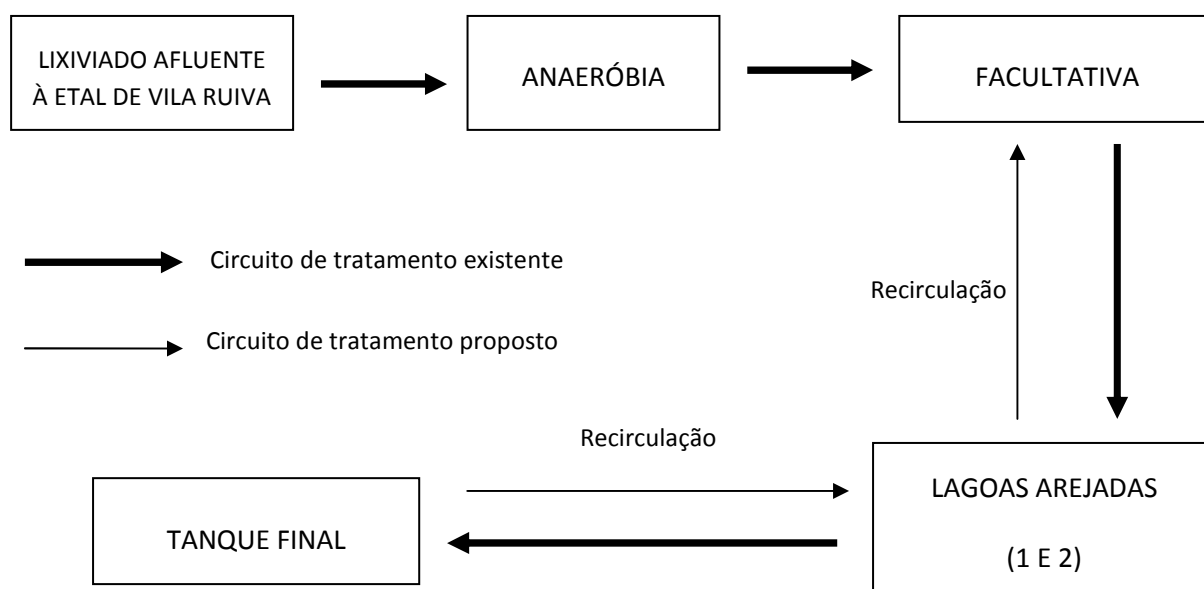


Figura 6.3 – Alternativa de tratamento proposto por Levy (2006) para o lixiviado do ASIVR.

A aplicação desta alternativa implica:

- A reabilitação do sistema de lagunagem existente;
- A avaliação da necessidade de recurso a uma fonte externa de carbono, de forma a incrementar o processo de desnitrificação;
- Instalação do sistema de recirculação de lixiviados das lagoas arejadas para a lagoa facultativa;
- Avaliação da conformidade do efluente final com os VLE definidos no âmbito da licença de descarga.

No Quadro 6.8 sistematiza-se a informação obtida através de uma revisão bibliográfica aos sistemas de tratamento de lixiviados por lagunagem, no que respeita à sua eficiência de remoção do parâmetro CQO e respectiva relação CBO/CQO registada no afluente ao sistema.

Quadro 6.8 – Sistematização da informação técnica resultante da revisão bibliográfica ao desempenho dos sistemas de lagunagem no tratamento de lixiviados.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA									
DESEMPENHO DOS SISTEMAS DE LAGUNAGEM NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS									
CARACTERÍSTICAS				CONDIÇÕES OPERACIONAIS				EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)	REFERÊNCIA
CQO	CBO/CQO	pH	ORIGEM	TIPO DE LAGOA	VOLUME DA LAGOA	T (°C)	TRH (DIAS)		
5 518	0,7	5,8	Aterro Sanitário	Arejada	1 000 m ³	-	> 10	97- CQO	Robinso H.D <i>et al.</i> (1988)
-	-	-		(1) Anaeróbia (2) Aeróbia (3) Macrófitas (4) Tanque final	(1) 400 m ³ (2) 4 000 m ³ (3) 400 m ³ (4) 2 000 m ³	-	40	70 - 95 CQO, N, P e Fe	Maehlum T. (1995)
1 182	0,26	-		(1) Lagoa primária (2) Lagoas arejadas (3) Linha de água	(1) 113,4 m ³ (2) 4 528 m ³	-	20	89 - CQO	Martin, C.D. <i>et al.</i> (1995)
765 - 3 090	0,43 - 0,53	8,7 - 12,5		(1) Lagoa arejada (2) Lagoa de maturação (escala laboratorial)	(1) 17 L (2) 9,7 L	19		55 – 64 CQO	Orupold, K. <i>et al.</i> (2000)
5 060	0,25	8,38		Não arejada	9 960 m ³	22,8	32	40 - CQO	Frascari, D. <i>et al.</i> (2004)
3 700 (CBO ₅)	-	-		Arejada	-	-	>10	97% - CQO	Water Research (1988)
1 740	-	8,5		Facultativas	(1) 80 m ³ (2) 60 m ³	13,5	56	75 - CQO	Mehmood. <i>et al.</i> (2009)
-	-	-		Arejada	-	-	10	97 - CQO	Renou. S <i>et al.</i> (2007)

Os resultados apresentados no quadro anterior, sustentam os pressupostos subjacentes à reabilitação do sistema de lagunagem existente, o qual pode alcançar eficiências significativas de remoção de carga orgânica e nutrientes.

A qualidade do efluente final obtido pela aplicação da Solução 1 deve ser monitorizado, de forma a verificar se a reabilitação do sistema permite cumprir as normas de qualidade exigíveis para a sua descarga em meio hídrico.

Caso não cumpra os VLE previstos na licença de descarga, deve ser equacionada a hipótese de transportar o lixiviado tratado para uma ETAR Municipal, após verificação do cumprimento do regulamento de descarga de águas residuais industriais nesta infraestrutura.

SOLUÇÃO 2

Esta solução tem por base os resultados obtidos através dos estudos de tratabilidade do lixiviado do ASIVR, realizados por Afonso. A (2009), e a reabilitação do sistema de lagunagem existente.

ALTERNATIVA 2.A

Os estudos indicam que uma possível sequência de etapas físico – químicas, seguidas de tratamento por via biológica, é suficiente para alcançar os objectivos de qualidade do efluente tratado, necessários para a sua descarga em meio hídrico, tal como o que se apresenta na Figura 6.4.

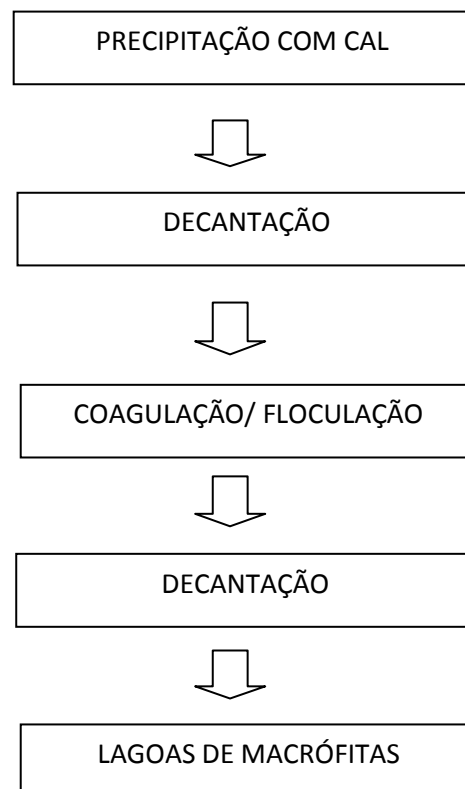


Figura 6.4 – Sequência possível de processos físico – químicos e biológicos a aplicar de forma a garantir a conformidade do efluente tratado com a licença de descarga.

De forma a operacionalizar a aplicação desta solução é necessário:

- Instalar dois decantadores, para tratar um caudal a definir, uma vez que a lagoa de regularização existente à entrada do sistema de tratamento assim o permite;
- Instalar duas cubas de preparação e injeção de reagentes, necessárias às operações de coagulação/floculação;
- Reabilitar as lagoas de macrófitas, de acordo com a solução 1 apresentada;
- Desactivar as lagoas anaeróbia, facultativa e arejadas.

As lamas resultantes deste processo apresentam velocidades de sedimentação bastante elevadas, o que permite minimizar os tempos de retenção hidráulico nos decantadores.

De salientar ainda que o período de funcionamento das operações de coagulação/floculação poderá ser reduzido, quer pelo baixo caudal a tratar, quer ainda pela capacidade de armazenamento disponível na lagoa de regularização.

ALTERNATIVA 2.B

Pelos resultados obtidos através da realização dos estudos de tratabilidade e pela análise da eficiência obtida pelas lagoas arejadas existentes no sistema, no que respeita à remoção de matéria orgânica, é possível aplicar o esquema de tratamento que se apresenta na Figura 6.5.

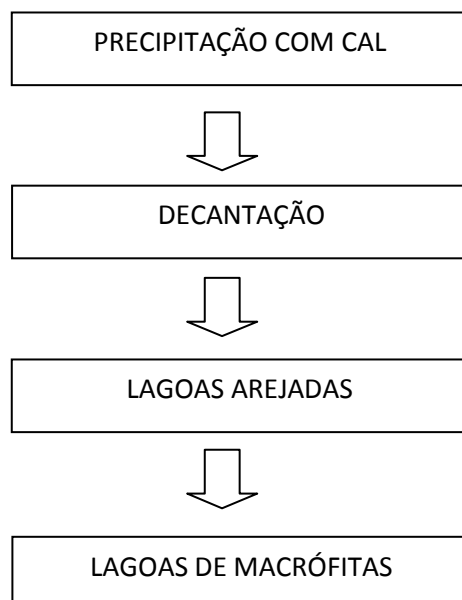


Figura 6.5 – Sequência possível de processos físico – químicos e biológicos a aplicar de forma a garantir a conformidade do efluente tratado com a licença de descarga.

No Quadro 6.9 apresentam-se os resultados obtidos em diversos estudos científicos, no que respeita à eficiência de remoção de poluentes em lixiviados estabilizados, aplicando o método de precipitação química.

Quadro 6.9 – Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de precipitação química aplicada ao tratamento de lixiviados estabilizados.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA				
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO OBTIDAS PELA APLICAÇÃO DE PROCESSOS DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA				
REFERÊNCIA	COAGULANTE	PARÂMETRO (S)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO CQO (%)	OBSERVAÇÕES
Takamizwa <i>et al.</i> (1991)	FeSO ₄ ; FeCl ₂ ; FeCl ₃ ; Al ₂ SO ₄ [40 – 200 mg l ⁻¹]	CQO, COT e CBO	50	Realizaram-se diferentes estudos de adsorção sobre carvão activado e oxidação utilizando ozono.
Loizidou <i>et al.</i> (1992)	Ca(OH) ₂ + FeSO ₄ [0,5 a 4,0 + 0,0 a 0,2 g l ⁻¹]	CQO e CBO	39	Foram comparadas as eficiências obtidas pela aplicação de diferentes coagulantes.
Amokrane <i>et al.</i> (1997)	FeCl ₃ ou Al ₂ SO ₄ [0,01 – 0,07 M]	Turvação CQO	40 - 50	Realizaram-se ensaios de pH, doses de coagulantes, adição de polímeros e oxidação com peróxido de hidrogénio.
Papadopoulos <i>et al.</i> (1998)	Ca(OH) ₂ + Al ₂ SO ₄ [1,5 + 1,0 kg m ⁻³]	CQO e CBO	42	Estudo de tratabilidade combinando a oxidação biológica, química e precipitação.
Welander e Henrysson (1998)	FeCl ₃ ou Al ₂ SO ₄ [0,1 – 1,0 g l ⁻¹]	CQO, CBO e COT	53	Foi investigado também a oxidação com ozono e reagente de <i>Fenton</i> . Estudos de biodegradabilidade e adsorção com carvão activado.
Yoon <i>et al.</i> (2001)	FeCl ₃ [0,2 – 1,2 g l ⁻¹]	CQO	39%	Foi utilizado reagente Fenton, com recirculação de lamas.
Yoon <i>et al.</i> (2002)	FeCl ₃ 6H ₂ O [0,1 – 1,0 g l ⁻¹]	CQO, Cor	24	Estudo de tratamento por foto – oxidação.
Tatsi <i>et al.</i> (2003)	FeCl ₃ ou Al ₂ SO ₄ [1,0 – 5,0 g l ⁻¹]	CQO, CBO, Cor	75	Foram comparadas as eficiências obtidas pela aplicação de diferentes coagulantes, com e sem adição de polielectrólitos.
Carvalho F. (2006)	FeCl ₃ [0,1 M]	CQO, CBO	20 - 30	Pré-tratamento do lixiviado estabilizado com H ₂ SO ₄ a pH=2
Renou <i>et al.</i> (2008)	Cal [2,0 – 4,0 g/l]	CQO	20 – 30	Tratamento de lixiviado estabilizado utilizando o seguinte processo: precipitação com cal, pré - filtração e osmose inversa.

Pela observação das eficiências obtidas pelos estudos apresentados no quadro anterior, pode ser interessante equacionar a introdução de um pré – tratamento por precipitação química do lixiviado produzido no ASIVR, seguido do tratamento biológico existente.

De forma a operacionalizar a aplicação desta solução é necessário:

- Instalar um decantador, para tratar um caudal a definir, uma vez que a lagoa de regularização existente à entrada do sistema de tratamento assim o permite;
- Instalar uma cuba de preparação e injeção de cal;
- Reabilitar as lagoas de macrófitas, optando por uma das alternativas apresentadas na solução 1;
- Controlar o nível de oxigénio dissolvido nas lagoas arejadas, através da instalação de sondas de oxigénio.

SOLUÇÃO 3

Esta solução tem por base a combinação do tratamento dos lixiviados gerados pelo ASIVR com as águas residuais afluentes a uma das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) existentes nos municípios que integram a AMCAL.

O plano de investimentos previsto para o Alentejo na área do saneamento básico no âmbito do Quadro de Referência Estratégico Nacional 2007 – 2013, inclui a construção de novas infra-estruturas e a reabilitação de outras existentes.

Neste contexto, assume particular pertinência a solução agora apresentada, podendo a mesma ser integrada na rede de investimentos a realizar pela futura entidade gestora, uma vez que actualmente nenhuma das ETAR existente nos 5 concelhos que integram a AMCAL, dispõe de condições operacionais para tratar efluentes industriais.

De forma a minimizar os custos associados ao transporte do lixiviado, esta solução aponta como primeira alternativa para a descarga do efluente, a ETAR Municipal Alvito, a qual dista da ETAL do ASIVR cerca de 3 km. Não sendo possível, deverá ser equacionada como alternativa a descarga em outra ETAR municipal próxima das instalações do ASIVR.

A Figura 6.6 apresenta esquematicamente a solução em análise.

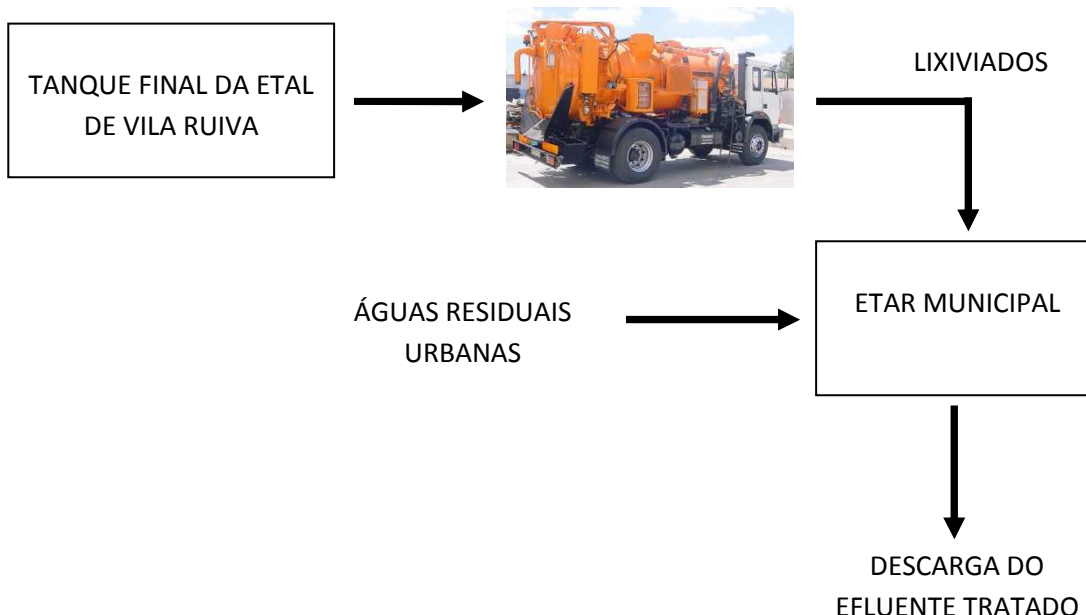


Figura 6.6 – Esquematização da solução de tratamento de lixiviados combinado com águas residuais.

Assim, a implementação e operacionalização desta solução terá de equacionar, numa primeira fase, os seguintes aspectos:

- Integração nos projectos de drenagem e tratamento de águas residuais previstos para os concelhos limítrofes do ASIVR, sendo necessário o estudo:
 - Do sistema de tratamento a implementar e respectiva capacidade de depuração;
 - Dos caudais de projecto;
 - Das condições de descarga à entrada da ETAR, nomeadamente os Valores Limite e cargas admissíveis;
- Avaliação da eficiência de tratamento da ETAL de Vila Ruiva.

Paralelamente, esta solução implica a reabilitação do sistema de lagunagem existente na ETAL de Vila Ruiva, conforme o previsto no âmbito da Solução 1.

Este facto associa-se à necessidade de existir um pré-tratamento do lixiviado antes da descarga em ETAR municipal (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL 1994), para que sejam cumpridos os VLE definidos no respectivo Regulamento de Descarga de Águas Residuais Industriais.

Após consulta realizada através dos endereços electrónicos das entidades gestoras de águas residuais urbanas na zona de influência da AMCAL, foi possível verificar que à data desta dissertação, nenhuma das entidades dispõe do regulamento acima mencionado.

No sentido de verificar a possibilidade de aplicação desta solução, foram consultados os Regulamentos de Descarga de Águas Residuais Industriais disponíveis nos endereços electrónicos de algumas entidades gestoras de águas residuais urbanas e que se apresentam no Quadro 6.10.

Os parâmetros avaliados em termos dos regulamentos municipais de descarga de águas residuais industriais foram a CBO₅, CQO, Azoto total, Azoto amoniacal, SST, Sulfuretos e o conjunto de metais pesados, dado serem estes que sistematicamente, em termos médios, apresentam não conformidades com a respectiva licença de descarga em meio hídrico.

Quadro 6.10 – Sistematização dos parâmetros e concentrações admissíveis nos regulamentos municipais consultados.

REGULAMENTOS DE DESCARGA DE ÁGUAS RESIDUAIS INDUSTRIAIS CONSULTADOS					
PARÂMETROS E CONCENTRAÇÕES ADMISSÍVEIS					
PARÂMETROS	CM SINES	CM ALCÁCER DO SAL	CM GRÂNDOLA	CM PORTALEGRE	CM MONTEMOR – O – NOVO
pH (escala de Sorensen)	6 – 9	6 - 9	6 - 9	6,0 - 9,5	5,5 - 9,5
CQO (mg/l)	≤ 2 000	≤ 2 000	≤ 2 000	≤ 1 000	≤ 1 000
CBO ₅ (mg/l, 20 °C)	≤ 500	≤ 1 000	≤ 1 000	≤ 500	≤ 500
Azoto total (mg/l N)	≤ 75	-	≤ 15	≤ 15	-
Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	≤ 50	-	≤ 10	≤ 10	100
SST (mg/l)	≤ 1 000	≤ 1 000	≤ 1 000	≤ 1 000	≤ 1 000
Sulfuretos (mg/l S)	≤ 20	≤ 1	≤ 1	≤ 5	≤ 2
Total de Metais Pesados (mg/l)	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	≤ 10

Pela observação do Quadro anterior, e considerando os valores médios que caracterizam o efluente tratado, é possível verificar que a aplicação desta solução só será possível realizando um pré – tratamento ao lixiviado afluente à ETAL de Vila Ruiva.

Qualquer que seja o processo de tratamento a implementar na ETAR que irá receber os lixiviados, será sempre conveniente construir um reservatório para a descarga deste efluente. Tal estrutura é necessária tendo em consideração que o tratamento conjunto de lixiviados e águas residuais, apenas admite determinadas relações volumétricas, as quais devem ser determinadas para cada caso em particular.

Para a realização do tratamento conjunto, *Renou* (1998), através do estudo realizado, apontou uma relação volumétrica de 9:1 respectivamente de águas residuais urbanas e lixiviados.

Por outro lado, a existência de um reservatório adicional, permitirá uma maior flexibilidade na operação da ETAL de Vila Ruiva, no que respeita por exemplo à necessidade de transportar um maior volume diário de lixiviados na época das chuvas.

No Quadro 6.11 apresenta-se uma estimativa do volume máximo diário de lixiviados a tratar na ETAR de Alvito, considerando a relação volumétrica definida por *Renou* (1998) para o tratamento combinado de águas residuais urbanas e lixiviados.

Quadro 6.11 – Sistematização dos parâmetros de projecto de ETAR de Alvito.

PROJECTO DA ETAR DE ALVITO	
ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO	
PARÂMETROS	VALOR ESTIMADO
População (habitantes equivalentes)	1 500
Capitação de consumo de água (l/habitante dia ⁻¹)	200
Coefficiente de afluência à rede	0, 8
Capitação de águas residuais (l/habitante dia ⁻¹)	160
Caudal médio diário afluente à ETAR (m ³ /dia)	240
Caudal máximo diário de lixiviados afluente à ETAR (m ³ /dia)	25

Da observação do Quadro anterior constata-se que a solução apresentada poderá constituir uma opção interessante para o tratamento das águas lixivantes, quer do ponto de vista económico quer ambiental, dado que permitirá responder:

- Às necessidades de volume diário de lixiviados a descarregar em ETAR Municipal provenientes do tanque final da ETAL de Vila Ruiva;
- À necessidade de minimizar os custos associados ao transporte do efluente;
- À necessidade de alcançar os padrões de qualidade necessários para a descarga do efluente no meio hídrico.

Martinmen *et al.* (2003), realizaram um estudo sobre o efeito do tratamento de 11 lixiviados combinado com águas residuais, provenientes de 4 estações de tratamento diferentes, e verificaram que o contributo dos lixiviados para o conjunto dos contaminantes presentes nas águas residuais é de apenas 1%.

No Quadro 6.12 apresentam-se os resultados obtidos através da realização de estudos de tratabilidade de lixiviados, utilizando o processo de tratamento combinado destes efluentes com águas residuais urbanas.

Quadro 6.12 – Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de tratamento de lixiviados combinado com águas residuais urbanas.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA				
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO OBTIDAS PELA APLICAÇÃO DO PROCESSO COMBINADO LIXIVIADOS + ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS				
REFERÊNCIA	CQO (mg/l)	CBO/CQO	RELAÇÃO VOLUMÉTRICA	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
E. Diamadopoulos <i>et al.</i> (1997)	1 090	0,4	1 – 9	95 CBO
F. Ceçen <i>et al.</i> (2001)	10 750	0,59	6,7 – 13,3	60 – 90 CQO
F. Ceçen <i>et al.</i> (2001)	2 431 – 37 024	0,2 – 0,4	5 - 20	16 – 88 CQO
F. Ceçen <i>et al.</i> (2004)	10 750 – 18 420	0,55	5 – 25	-

Pela observação do quadro anterior, é possível verificar que o melhor resultado obtido foi o que aplicou uma relação volumétrica entre lixiviados e água residual urbana na proporção de 1:9.

SOLUÇÃO 4

Esta solução tem por base os potenciais benefícios em termos de qualidade do efluente decorrente da recirculação do lixiviado para o aterro sanitário, tendo por objectivo a humedificação da massa de resíduos depositada nesta infra-estrutura e a consequente aceleração do seu processo de biodegradação, de acordo com o estabelecido no Decreto – Lei nº 183/2009, Anexo III, Parte A, n.º10.

Segundo Giraldo (2001), a recirculação de lixiviados pode constituir um pré tratamento do efluente, complementado posteriormente por um outro processo de tratamento, funcionando o aterro sanitário como um bioreactor, o qual pode ser classificado em aeróbio, anaeróbio, híbrido e facultativo (WN, 2004), de acordo com as condições de exploração associadas.

Para o caso específico do ASIVR, seria pertinente estudar os benefícios obtidos pela recirculação de lixiviados em anaerobiose, sendo expectável a médio e longo prazo uma redução nos custos associados ao tratamento destes efluentes (Matos e Santana, 2008).

No que respeita ao volume de lixiviados resultante do processo de recirculação para o aterro sanitário, é previsível que se verifique uma diminuição, tal como o demonstrado por diversas investigações (Fayad, Sadek, El Fadel (2007); Shearer, 2001; Chiemchaisri *et al.*, 2004), embora seja necessário avaliar este facto *in situ*, dado que os resultados foram obtidos à escala laboratorial.

Bilgili, Demir, Özkaya (2006), verificaram com a realização da sua investigação, uma diminuição da quantidade de lixiviados produzidos quer em reactores aeróbios, quer em reactores anaeróbios em comparação com reactores sem recirculação.

No que respeita à qualidade do efluente após recirculação em reactor anaeróbio, é expectável que ocorram remoções máximas de CQO até 70% (Jun *et al.*, 2007 e Mandeville, 2006), e de metais pesados no intervalo entre 29,6 % e 79, 2% (Jun *et al.*, 2007).

Segundo Benson (2006), o pH do efluente resultante da recirculação, tende a estabilizar em torno de valores próximos do neutro ou ligeiramente superiores.

No que respeita aos parâmetros azoto amoniacal, o estudo de Reinhart (2007), demonstra que a recirculação de lixiviados possibilita a sua remoção, à medida que decorre o processo.

O mesmo estudo, apresenta como alternativa de remoção de substâncias recalcitrantes (e.g. ácidos húmicos e fúlvicos), a combinação do processo de recirculação de lixiviados com a oxidação química parcial através da adição de reagente de *Fenton* (solução de peróxido de hidrogénio – H_2O_2 e iões ferrosos – Fe^{2+} , em meio ácido) , tendo sido constatada o aumento da biodegradabilidade do lixiviado e da respectiva relação de CBO/CQO, viabilizando o seu posterior tratamento por via biológica.

Na Figura 6.7 apresenta-se esquematicamente a solução em análise.

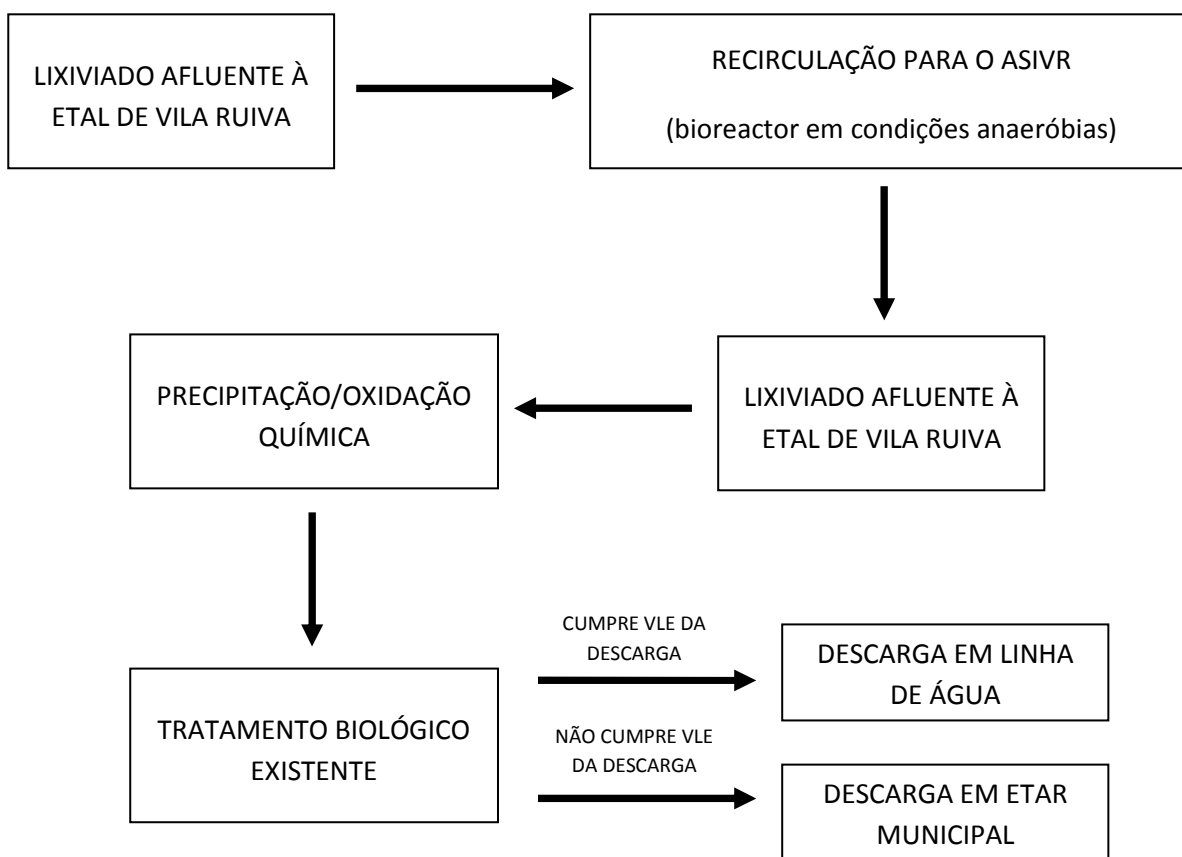


Figura 6.7 – Esquematização da solução de tratamento combinado com a recirculação de lixiviados para o aterro sanitário.

No Quadro 6.13 apresentam-se os resultados obtidos pela realização de estudos de tratabilidade de lixiviados, integrando a recirculação para o aterro sanitário como pré – tratamento dos efluentes.

Quadro 6.13 – Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de recirculação dos lixiviados para o aterro sanitário.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA					
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO OBTIDAS PELA APLICAÇÃO DO PROCESSO DE PRÉ – TRATAMENTO ATRAVÉS DA RECIRCULAÇÃO DOS LIXIVIADOS PARA O ATERRO SANITÁRIO					
REFERÊNCIA	CQO (mg/l)	pH	TAXA DE RECIRCULAÇÃO (l/DIA)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO CQO (%)	OBSERVAÇÃO
J. Rodrigues <i>et al.</i> (2000)	80 000	5,5 – 6,5	-	98	Escala laboratorial
D.T. Sponza <i>et al.</i> (2004)	47 000 – 52 000	-	9 - 21	-	Escala laboratorial
J. Rodrigues <i>et al.</i> (2004)	716 – 1 765	7,58 – 7,60	40	63 - 70	Escala laboratorial
Renou <i>et al.</i> (2007)	2 560 – 5 108	8,00 – 8,43	40	-	Escala real (aterro sanitário)

Pela análise do quadro anterior é possível verificar que a recirculação do lixiviado para o aterro sanitário, pode conduzir a remoções significativas de CQO, apresentando-se assim como uma possível alternativa de pré – tratamento.

Em síntese, a aplicação desta solução implica:

- Avaliar as condições operacionais, económicas e técnicas para a realização da recirculação do lixiviado para o ASIVR;
- Realizar o cálculo do balanço hídrico do aterro e da respectiva taxa de recirculação;
- Realizar um estudo geotécnico e de estabilidade do sistema;
- Caracterizar qualitativamente e quantitativamente o lixiviado afluente à ETAL, após o processo de recirculação anaeróbia;
- Avaliar a possibilidade de combinar o processo de recirculação com a oxidação química parcial, utilizando por exemplo, o reagente de *Fenton*.

- Avaliar o desempenho expectável obtido através da reabilitação do sistema de lagunagem no tratamento do lixiviado originado pela recirculação do lixiviado para o aterro, e a sua conformidade com os objectivos de qualidade definidos no âmbito da licença de descarga em meio hídrico.
- Avaliar os aspectos associados ao custo - benefício da integração deste processo como complemento às soluções técnicas apresentadas.

SOLUÇÃO 5

Esta solução tem por base a instalação de filtros de carvão activado, a jusante do tanque final da ETAL de Vila Ruiva, de forma a remover a CQO, cor e matéria orgânica refractária, parâmetros típicos de lixiviados antigos (McBean *et al.*, 1995) bem como de componentes inorgânicos, tais como o azoto, sulfatos e metais pesados (Levy e Cabeças, 2006).

Considerando que o lixiviado produzido a partir do ASIVR se encontra estabilizado, apresentam-se no Quadro 6.14 as eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de adsorção com carvão activado granular (GAC), em coluna fixa, resultantes de diferentes estudos científicos.

Quadro 6.14 – Sistematização das eficiências de remoção obtidas pela aplicação do processo de adsorção com carvão activado aplicado ao tratamento de lixiviados estabilizados.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA				
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO OBTIDAS PELA APLICAÇÃO DE GAC AO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS ESTABILIZADOS				
REFERÊNCIA	TIPO DE CARVÃO	PARÂMETRO (S) ALVO	CAPACIDADE MÁXIMA DE ADORÇÃO (mg/g)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)
T.V. Nooten <i>et al.</i> (2008)	Desotec	Compostos orgânicos halogenados	0,59	-
		CQO	268	
A.Z. Gotvajn <i>et al.</i> (2009)	Darco	CQO	-	38
		Carbono orgânico dissolvido	-	40
L.Y. Song <i>et al.</i> (2009)	Comercial GAC	CQO	-	19,1
T.A. Kurniawan <i>et al.</i> (2006)	GAC (tipo PHO 8/35 LBD)	CQO	165,46	60
		Azoto amoniacal	53,58	95
Y.N. Lim <i>et al.</i> (2009)	Oil Palm shell	CQO	1 460	50
J. Rodríguez <i>et al.</i> (2004)	GAC - 40	CQO	38,12	-
B. Morawe <i>et al.</i> (1995)	Calgon Filtrasorb 400	CQO	564	70
F.J. Rivas <i>et al.</i> (2003)	Norit 0,8	CQO	88,80	90

No tratamento com carvão granular activado, é usualmente utilizada uma coluna de leito fixo, em que a água é injectada por cima da coluna e é retirada por baixo (Levy e Cabeças, 2006), conforme a Figura 6.8.

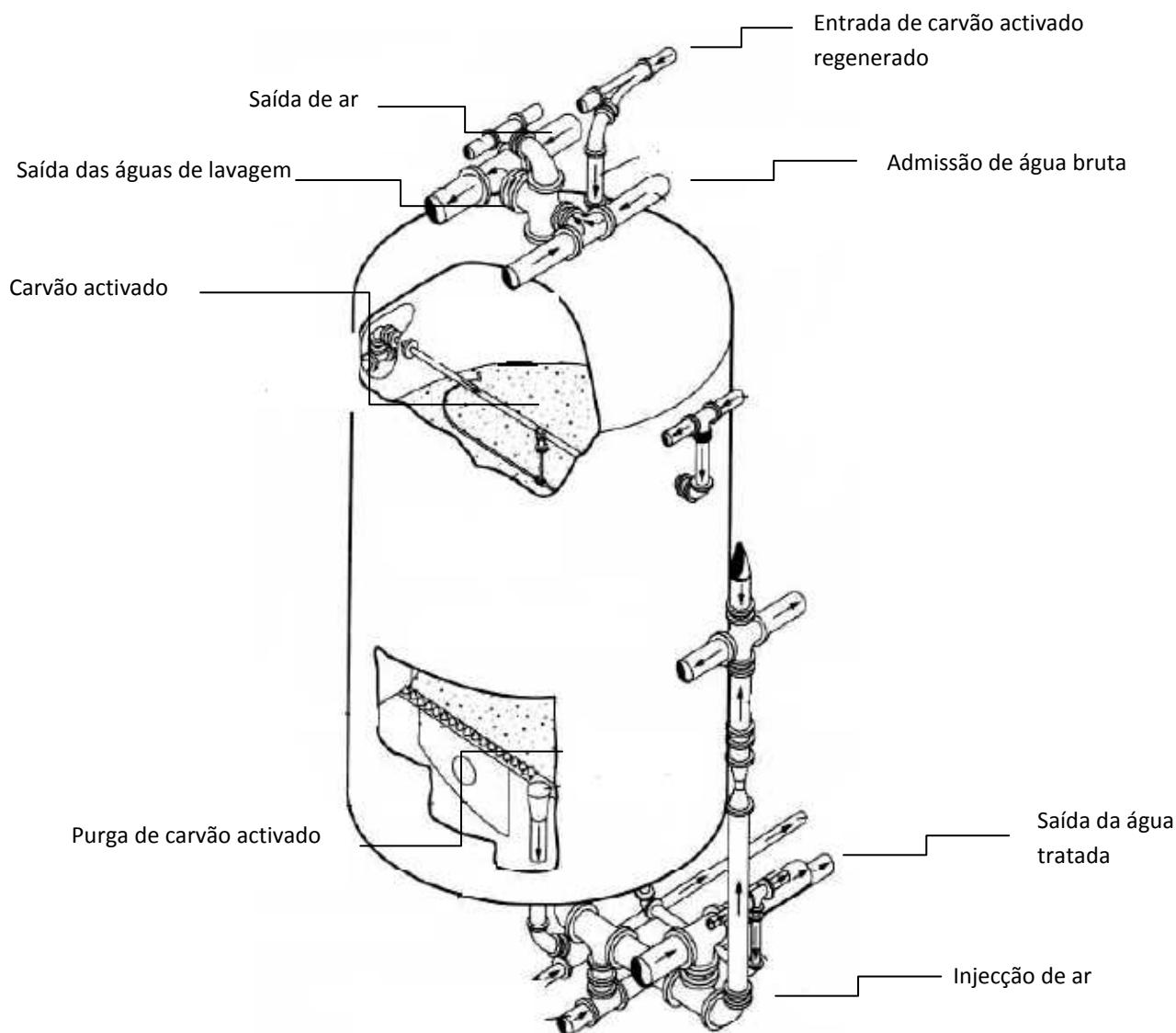


Figura 6.8 – Esquemática do funcionamento típico do processo de tratamento de adsorção em carvão activado granular em coluna fixa (adaptado de Metcalf and Eddy, Wastewater Engineering, 3rd edition).

Para a operacionalização desta alternativa devem ser avaliados os seguintes aspectos:

- Reabilitação do sistema de tratamento biológico existente, aplicando uma das alternativas referenciadas na solução 1, particularmente necessária para a realização dos processos de nitrificação – desnitrificação.

- Necessidade de realizar uma filtração do lixiviado a montante do processo de adsorção em coluna de GAC, de forma a aumentar a eficiência do processo de adsorção. Esta etapa de filtração deverá ser realizada imediatamente a seguir à passagem do lixiviado pelo sistema de tratamento existente na ETAL de Vila Ruiva.
- Necessidade de determinação das isotérmicas de adsorção, uma vez que estas determinam a quantidade de material adsorvido por grama de carvão activado aplicado, em função da concentração residual a uma temperatura constante; com base nesta informação é possível determinar o consumo de carvão e o tempo de contacto, parâmetros base para determinar o tamanho e o número de tanques necessários (Levy e Cabeças, 2006);
- Dimensionamento do sistema de tratamento, incluindo uma análise custo – benefício comparativa com as restantes soluções apresentadas.

Segundo orientações da USEPA (1995), o tratamento de lixiviados com uma elevada concentração de sólidos suspensos (superior a 50 mg/l), pelo processo de adsorção por carvão activado, requer a montante uma etapa de pré – filtração.

A principal desvantagem da aplicação deste processo de tratamento, prende-se com os custos associados à regeneração/substituição do carvão. Esta etapa é necessária sempre que a área de superfície do carvão fica saturada pelos contaminantes adsorvidos (Levy e Cabeças, 2006).

Após a colmatção da coluna de GAC existem duas alternativas possíveis (Levy e Cabeças, 2006):

- Substituição do carvão activado utilizado;
- Regeneração do carvão activado utilizado.

Ambas as alternativas acarretam custos consideráveis, existindo a necessidade de avaliar as condições técnicas e os custos associados a cada uma destas. Salienta-se no entanto que a regeneração do carvão activado, implica a existência de condições *in situ* ou nas proximidades do ASIVR para realizar a operação. Por outro lado, a regeneração do carvão provoca uma diminuição da sua capacidade de adsorção, e em cada ciclo verifica-se a destruição de cerca de 5% a 10% deste material (Levy e Cabeças, 2006).

7. CONCLUSÕES

A ETAL de Vila Ruiva entrou em funcionamento no ano de 1999. A caracterização qualitativa dos lixiviados gerados a partir do ASIVR iniciou-se no ano 2000, tornando-se sistemática a partir do ano 2003, motivada pela publicação do Decreto – Lei n.º 152/2002.

A existência de resultados qualitativos do lixiviado bruto e do efluente final tratado, permitiu realizar um estudo de caracterização de lixiviado durante cinco anos consecutivos, tendo sido identificados os valores máximos, médios e mínimos registados nos parâmetros monitorizados mensalmente à entrada e à saída do sistema de tratamento.

A partir da análise resultante do tratamento estatístico dos dados qualitativos do lixiviado bruto no período entre 2003 a 2008, e da sua comparação com os dados bibliográficos consultados, foi possível classificar o lixiviado afluente à ETAL de Vila Ruiva como estabilizado, nomeadamente pelos valores obtidos de pH, da relação CBO/CQO (0,19) e pela diminuição gradual observada nestes parâmetros. Esta análise permitiu ainda a redefinição dos valores paramétricos do lixiviado a tratar pelo sistema em estudo.

A existência de dados qualitativos do lixiviado tratado permitiu avaliar as eficiências de remoção obtidas pelo sistema de tratamento por lagunagem existente e verificar que os valores paramétricos de CBO₅, CQO, SST, N e P registados no efluente final tratado, não estão em conformidade com a licença de descarga, não sendo possível por isso a sua rejeição em meio hídrico.

Foi observado que o lixiviado final tratado não apresenta, em termos médios, características de conformidade com os valores constantes na licença de descarga para os parâmetros CBO₅ (75 mg/l), CQO (809 mg/l), SST (73 mg/l), Azoto total (116 mg/l), Azoto amoniacal (63 mg/l) e Sulfatos (3 mg/l), sendo os VLE legalmente estabelecidos respectivamente de 40 mg/l, 150 mg/l, 60 mg/l, 15 mg/l, 10 mg/l e 1 mg/l.

Relativamente aos dados quantitativos do lixiviado afluente à estação de tratamento, estes apenas estão disponíveis, de forma sistemática, desde o ano de 2005, altura em que foi instalado um caudalímetro à entrada da ETAL.

A existência de dados relativos ao volume de lixiviados produzidos no âmbito da exploração do ASIVR permitiu a redefinição do caudal a tratar no âmbito do estudo das soluções de reabilitação da ETAL de Vila Ruiva, bem como avaliar a relação de caudais (lixiviados vs águas de serviço) a tratar pelo sistema.

O estudo realizado ao caudal total afluente à estação, permitiu concluir que cerca de 70% corresponde a lixiviados provenientes do ASIVR e cerca de 30% é referente a águas de serviço (águas sanitárias e de lavagem de instalações e equipamentos).

Assim, a análise histórica realizada entre os anos de 2003 e 2008 permitiu avaliar a evolução das características físico – químicas do lixiviado bruto ao longo do período em análise e consequente definição dos parâmetros de dimensionamento para a reabilitação do sistema de tratamento existente, bem como avaliar as características físico – químicas do lixiviado tratado, verificar a sua conformidade com os VLE definidos para a descarga em linha de água e avaliar o volume total de efluente a tratar pela ETAL, considerando o volume de lixiviados produzidos acrescido do contributo estimado das águas de serviço provenientes das instalações de apoio às actividades do ASIVR.

De forma a compreender o funcionamento de cada um dos órgãos de tratamento que integram o sistema de tratamento da ETAL de Vila Ruiva, e as respectivas eficiências de remoção obtidas, foi concebido e implementado um programa de monitorização entre os meses de Abril a Junho de 2009.

Os resultados obtidos no âmbito desta campanha, permitiram identificar problemas de funcionamento das diferentes lagoas que constituem o sistema.

Relativamente à lagoa anaeróbia, foi observada uma baixa eficiência de remoção média do parâmetro CQO e, contrariamente ao expectável, não se registaram remoções ao nível dos parâmetros CBO₅ e SST.

No que respeita à lagoa facultativa, o estudo permitiu constatar baixas eficiências de remoção média dos parâmetros CBO₅, CQO e SST, respectivamente de 39%, 10% e 23%.

As lagoas arejadas, apresentaram eficiências de remoção significativas ao nível dos parâmetros CBO₅, CQO, Fósforo, Azoto Kjeldahl, Azoto amoniacal e SST, registando valores de, respectivamente, de 83%, 70%, 56%, 80%, 90% e 83%.

Quanto às lagoas de macrófitas, estas não apresentaram remoção dos nutrientes Fósforo e Azoto, contrariamente ao expectável.

Globalmente, a campanha de monitorização e caracterização do sistema de tratamento, permitiu por um lado confirmar a dificuldade dos sistemas biológicos no tratamento de lixiviados estabilizados e por outro, comparar as eficiências de tratamento actuais com as definidas no âmbito do projecto da ETAL.

De forma a definir as soluções para a reabilitação da ETAL de Vila Ruiva, foram analisados os parâmetros de dimensionamento como o caudal e as características qualitativas do lixiviado a tratar, bem como os resultados obtidos através dos estudos de tratabilidade realizados aos lixiviados produzidos pelo ASIVR.

Através dos estudos de tratabilidade foi possível avaliar a possibilidade de introdução de sequências de processos físico – químicos, tendo em vista a prossecução dos objectivos de qualidade definidos para a descarga do efluente tratado em meio hídrico.

Do cruzamento dos dados resultantes da análise bibliográfica, dos estudos de tratabilidade e dos parâmetros de dimensionamento foi possível propor as seguintes soluções para a reabilitação da ETAL de Vila Ruiva:

- Solução 1: optimização do actual sistema de lagunagem;
- Solução 2: introdução de sequências de processos físico – químicos conjugados com a reabilitação do sistema de lagunagem existente;
- Solução 3: Tratamento combinado de lixiviados com águas residuais urbanas em ETAR municipal;
- Solução 4: Pré – tratamento dos lixiviados afluentes à ETAL através da recirculação para o aterro sanitário seguido da introdução de processos físico – químicos e da reabilitação do sistema de lagunagem existente;
- Solução 5: optimização do actual sistema de lagunagem seguido do processo de adsorção em carvão activo granular em leito fixo.

A opção por uma determinada solução técnica a implementar deverá equacionar as questões associadas com as eficiências obtidas por cada um dos processos, nomeadamente no que diz respeito à sua capacidade de resposta às variações quantitativas e qualitativas características dos lixiviados, as condições de exploração da estação (operação e manutenção), o custo de investimento e a eficácia ambiental obtida pela sua implementação.

Da análise às soluções estudadas no âmbito desta dissertação, as que se afiguram como mais adequadas na prossecução dos objectivos de qualidade legalmente estabelecidos para a descarga em meio hídrico dos lixiviados produzidos pelo ASIVR, são o pré – tratamento do efluente na ETAL existente, seguida da sua descarga em ETAR municipal e, o pré tratamento do lixiviado através da sua recirculação para o aterro sanitário, seguido da introdução de processos físico-químicos e da reabilitação do sistema de lagunagem existente.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, A.I. (2009). Estudo da tratabilidade de lixiviados provenientes do Aterro Sanitário da AMCAL por processos físico – químicos. Tese de Mestrado em Análises Químicas e Ambientais. Departamento de Química, Universidade de Évora. Évora.
- Almeida, M.A. (1999). Contribuição para o estudo da eficiência de funcionamento da ETAR de Lagoas de Estabilização de Beja. Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (DCEA – FCT/UNL). Monte da Caparica.
- A.Z. Gotvajn, T. Tisler, T.Koncan, (2009). Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate, J. Hazard, Mater, 162 1446 – 145.
- Amokrane, A., Comel, C., Veron, J., (1997). Landfill leachate pretreatment by coagulation flocculation, Wat.Res. 31 (11): 2775-2782.
- B. Morawe, D.S. Ramteke, A. Vogelphol, (1995). Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate, Chem. Eng. Process. 34 299 – 303.
- Barlaz, D. T., Benson, C.H., Lane, M.A. e Rawe, J.M. (2006). Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. Waste Management. 27: 13 – 29.
- Barlaz, M.A. e Reinhart, D. (2004). Bioreactor landfills: progress continues. Waste Management. 24: 859 – 860.
- Berge, N.D., reinhart, D.R. e Townsend, T.G. (2005). The fate of nitrogen in bioreactor landfills. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 35: 365 – 399.
- Carvalho, M. F. (2006). Tratamiento químico de lixiviados procedentes del vertedero de residuos sólidos urbanos de Badajoz. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química y Energética. Universidade de Extremadura.
- Chang, G.Y., Chu, L. M e Wong, M. H. (2002). Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co – disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. Environmental Pollution. 118: 393 – 399.
- Christensen, T. H. e Kjeldsen, P. (1989). Basic biochemical process in landfills. In Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Christensen, T. H. *et al.* (Ed.). Academic Press, UK, pp 417 – 428.
- Christensen, T. H., Cossu, R. e Stegman, R. (1992). Landfilling of waste: leachate. 1st Edition. Taylor & Francis.
- EA, EHS e SEPA (2007). Guidance for the treatment of landfill leachate. Final draft. Sector Guidance Note IPPC S5.03. Reino Unido.
- Ehrig, H. J. (1998). Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Management Research. 1: 53 – 68.
- F.J. Rivas, F. Beltran, O. Gimeno, B. Acedo, F. Carvalho, Stabilized leachates: ozone – activated carbon treatment and kinetics, Water Res. 37 (2003) 4823 – 4834.

Faria, A. L. (2002). Gestão de Lixiviados, nd. Acedido em Maio de 2009: http://www.ecoservicos.pt/content/documents/047_ArtCient.pdf.

Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., Nocentini, M., (2004). Long- term characterization, lagoon treatment and migration potencial of landfill. *Chemosfere* 54 335-343.

Howard D. Robinson, Gary Grantham Andreassen, L., (1986). Aerobic Treatment of Leachate from the Landfilling of Domestic Waste. M.Sc. Dissertation, University of Manchester, UK.

IPCC (2006). Wastewater treatment and discharge. In IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5, Waste. Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Ed.). Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Kanagawa.

IRAR (2008). Gestão e tratamento de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos urbanos. Instituto Regulador de Águas e Resíduos, Lisboa.

Kadlec, R. and Wallace, S. (2009). Treatment Wetlands - Second Edition. CRC Press – Taylor e Francis Group. New York.

L.Y. Song, Y.C. Zhao, W.M. Sun, Z.Y. Lou, (2009). Hydrophobic organic chemical (HOCs) removal from biologically treated landfill leachate by powder – active carbon (PAC), granular – active carbon (GAC) and biomimetic fat cell (BFC), *J. Hazard. Mater.*, 163 1084 – 1089.

Lema, J., Mendez, R., Blazquez, R., (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Wat. Air and Soil Poll.* 40: 223-250.

Levy, J. Q. e Santana, C. (2004). Funcionamento das estações de tratamento de águas lixivantes e acções para a sua beneficiação. Estudo elaborado para o INR pelo CESUR. Lisboa.

Levy, J.Q. e Cabeças, A.J. (2006). Resíduos Sólidos Urbanos – Princípios e Processos. AEPSA. Lisboa.

Lu, J.C., Eichenberg, B. e Stearns, R. J. (1985). Leachate from municipal landfills – production and management. Calscience Research, Inc.. Noyes Publications, Pollution Technology Review n. ° 119. Hunting Beach. California.

Maehlum, T., (1995). Treatment of Landfill Leachate in on-site lagoons and constructed Wetlands for landfill leachate treatment. *Waste Management Res.* 13 - 103-121.

Mano, A.P. (2006). Remoção de nutrientes por via biológica. Textos de apoio para a disciplina de sistemas de tratamento de águas e efluentes – Mestrado de Engenharia Sanitária. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa (DCEA – FCT/UNL). Monte da Caparica.

MAOT (1999). Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU). Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território. Reedição 1999. Lisboa.

MAOTDR (2007). Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007 – 2016 (PERSU II). Ministério do Ambiente, do ordenamento do território e do desenvolvimento Regional, Séries de Publicações MAOTDR. Lisboa (Portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro).

Mara, D. (2004). Domestic Wastewater treatment in Developing Countries. Earthscan. London.

Martin, C.D., Johnson, (1995). The use of extended aeration and in-series surface-flow wetlands leachate treatment. *Waste Management Res.* 13 - 103-121.

Marttinen, S.K., Kettunenb, R.H. e Rintalaa, J.A. (2003) Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfills leachates. *The Science of the Total Environment*. 301: 1 – 12.

Matos, A. (2008). Contribuição para o estudo da influência da recirculação de lixiviados no comportamento de aterros de resíduos sólidos urbanos. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (DCEA – FCT/UNL). Monte da Caparica.

Mavinic, D. S., (1986). The effect of nutrient ratios on aerobic biotreatment of leachate. *Env.Technol. Letters*; 7(12): 603-612.

McBean, E.A., Rovers, F.A. e Farquar, G.J. (1995). Solid Waste Landfill Engineering and Design. Prentice Hall PTR. Prentice – Hall Inc. USA.

Oliveira, J.S. (1983). Operações e processos Fundamentais em Engenharia Sanitária – Volume III Fundamentos de Depuração Biológica. Departamento de Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa (DCEA – FCT/UNL). Monte da Caparica.

Orupold, K. Tenno, T., Henrysson, T., (2000). Biological lagooning of phenols containing oil shale ash heaps leachate. *Water Research*, 34 - 4389-4396.

PAPADOPULOS, A., FATTA, D., LOIZIDOU, M. Treatment of stabilized landfill leachate by physico-chemical and bio-oxidation processes. *Journal of Environmental Science and Health, Part A : Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 33 (4) 651-670, 1998 apud BORGHI, A. DEL; BINAGHI, L.; BRUZZO, G.; ESPOSITO, A.; RANDI, P. Combined treatment of a mixture of old and young leachates with wastewater by activated sludge system. In: *Proceedings Sardinia 2001: Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Santa Margherita di Pula, Cagliari, 2001. p. 159-168.

Paxeus, N., (2000). Organic compounds in municipal landfill leachates. *Wat. Sci. Technol.*; 42: 323-333.

Pohland, F. G., Gould, J. P., (1986). Codisposal of municipal refuse and industrial waste sludge in landfills. *Wat. Sci. Technol*; 18: 177-192.

Pokhrel, D., Viraraghavan, T., (2004). Leachate generation and treatment – a review. *Fresenius Environmental Bulletin*; 13(3b): 223-232.

Quasim, S.R. (1999). Wastewater treatment plants – planning, design and operation, Second Edition. CRC Press Russo.

Quasim, S.R. e W. Chiang (1994) Sanitary landfill leachate – generation control and treatment. Technomic Publishing Company, Inc. Lancaster. USA.

Ramalho, R. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales. Editorial Reverté, S.A. Barcelona.

Reddy, K. and DeLaune, R. (2008). Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. CRC Press – Taylor e Francis Group. New York.

Rees, J. F., (1980). The fate of carbon compounds in the landfill disposal organic matter. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*; 30: 161-175.

Renou, S., Givaudan J.G, Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150: 468 – 493.

Robinson, H.D., Farrow, S., Last, S. e Jones, D. (2003). Remediation of leachate problems at Arpley Landfill Site, Warrington, Cheshire, Uk. *CIVM Scientific & Technical Review*. 4(3): 18-26.

Robinson, H.D., Grantham, G., (1988). The treatment of leachates in on-site aerated lagoon plants – experience in Britain and Ireland. *Water Research* 22, 733–747.

Robinson, H.D., Grantham, G., (1988). The Treatment of Landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: experience in Britain and Irland. *Warer Research*. 22 733-747.

Russo, M.A. (2005). Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. Tese de Doutoramento em Engenharia Civil. Universidade do Minho. Escola de Engenharia. Maio de 2005.

SCHROEDER, P.R.; GIBSON, A.C. e SMOLEN, M.D. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model, User's Guide for Version I, EPA/530-SW-84-009.1, USEPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C., 1984.

Stegman, R. (1983). Landfill Water Balance". *En R.L. Wentworth (Ed.)*. Proceedings of the 3th International Symposium on anaerobic digestion. Boston, Dynatech, Cambridge USA; 171-183.

T.A. Kurniawan, WH. Lo, G.Y.S. Chan, (2006). Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone- GAC adsorption treatment, *J. Hazard. Mater.* B137 443 – 455.

Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., (2002). A field Investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environ. Research*; 6: 207-219.

Tchobanoglous, G. e Burton, F. L. (1991). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw-Hill. New York.

Tchobanoglous, G. e Kreith, F. (2002). Handbook of solid waste management. McGraw-Hill. Second Edition. New York.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. e Vigil, S. (1993). Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. McGraw – Hill. New York.

The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: Experience in Britain and Ireland, *Water Research, Volume 22, Issue 6, June 1988, Pages 733-74*.

USEPA. "Criteria for municipal solid waste landfills, case studies on groundwater and surface water contamination from municipal solid waste landfills". US EPA Office of Solid Waste. EPA/530-SW- 88-040, p 3-6; July 1988.

V. Nooten, L. Diels, L Bastiaens, (2008). Design of a multifunctional permeable reactive barrier for the treatment of landfill leachate contamination: laboratory column evaluation, *Environ. Sci. Technol.* 42 8890-8895.

Y.N. Lim, G. Shaaban, C.Y. Yin, (2009). Treatment of landfill leachate using palm shell – activated carbon column: axial dispersion modeling and treatment profile, *Chem. Eng. J.* 146 86-89.

ANEXO

Rede de drenagem de águas do Aterro Sanitário Intermunicipal de Vila Ruiva